

NN31545.1105 TA 1105

december 1978

Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding  
Wageningen

KWANTITATIEVE EN KWALITATIEVE ASPECTEN  
VAN HET WATERBEHEER OP HET VAM-BEDRIJF  
IN WIJSTER

J. Hoeks

Dit rapport is geschreven op verzoek van de Provinciale Water-  
staat Drenthe en is bedoeld als bijdrage voor een door de Sub-  
Werkgroep VAM-water uit te brengen deelrapport over milieu-  
hygiënische aspecten van het VAM-bedrijf in Wijster.



ISBN 109235 - 02

## VOORWOORD

De sub-werkgroep VAM-water maakt deel uit van een in 1977 door Provinciale Waterstaat Drenthe ingestelde werkgroep VAM-bedrijf, die tot taak heeft om Gedeputeerde Staten van Drenthe te informeren over de huidige en toekomstige milieu-effecten van het VAM-afvalverwerkingsbedrijf in Wijster.

In de sub-werkgroep VAM-water zijn meerdere instanties vertegenwoordigd door de volgende personen:

- |   |                             |
|---|-----------------------------|
| - Provinciale Waterstaat Drenthe                        | ir. J.A. Los (voorzitter)   |
|   | ing. A.W. Grootjans (secr.) |
|   | ir. H.J. Brand              |
|   | ing. H.J. Holt              |
| - Vuil Afvoer Maatschappij                              | J. van Dommelen             |
|   | J. Oosthoek                 |
| - Instituut voor Cultuurtechniek<br>en Waterhuishouding | dr. P.E. Rijtema            |
|   | dr. J. Hoeks                |
| - Rijksinstituut voor Drinkwater-<br>voorziening        | ir. W. van Duyvenbooden     |
| - Stichting Verwijdering Afvalstoffen                   | ir. E.J. Mesu               |
| - Rijks Agrarische Afvalwater Dienst                    | ir. J.H. Voorburg           |
| - Zuiveringsschap Drenthe                               | ir. D.M. Koomen             |
|   | ir. J. Boschloo             |

Dit rapport beschrijft de milieu-effecten van het VAM-bedrijf, voor zover deze betrekking hebben op de kwaliteit van het grondwater en oppervlaktewater. De voorliggende versie van het rapport is ontstaan na uitvoerige discussies in de sub-werkgroep VAM-water.

## INHOUD

	BLZ.
1. Inleiding	7
2. Geologische opbouw van de bodem	7
3. Hydrologie van het gebied	8
4. Overtollig water van het stortterrein	13
5. Chemische samenstelling van het percolatiewater	15
6. Zuiveringsprocessen in de bodem	17
7. Kwaliteit van het grondwater	20
8. Kwaliteit van het oppervlaktewater	26
9. Opslag en verwerking van het wateroverschot	29
10. Conclusies	35
11. Literatuur	39

## BIJLAGEN

1. Vermindering van de hoeveelheid percolatiewater door verdichting van het afval en door het aanbrengen van een slechtdoorlatende afdeklaag
2. Waterbalans van het VAM-terrein in Wijster
3. Huidig en toekomstig wateroverschot van het VAM-stortterrein
4. Effect van peilverhoging in de ringsloot rond het stortterrein

## 1. INLEIDING

Vuilstortplaatsen worden algemeen beschouwd als een bron van verontreiniging voor grondwater en oppervlaktewater. Een goed waterbeheer op en rond de vuilstortplaats is dan ook van groot belang.

Door de infiltratie van regenwater wordt het gestorte afval geleidelijk uitgeloozd. De oplosbare stoffen worden met het percolatiewater afgevoerd en komen in het grondwater en het oppervlaktewater terecht. Tijdens het transport door de bodem kan dit verontreinigde water in belangrijke mate worden gezuiverd.

De geologische opbouw van de bodem en de hydrologische gesteldheid van het gebied bepalen de stroming van het grondwater. Belangrijk in dit verband is om vast te stellen welk deel van het percolatiewater wordt afgevoerd naar het diepe grondwater en welk deel via ondiepe afvoer het oppervlaktewater in de omgeving bereikt.

Op het Afvalverwerkingsbedrijf van de VAM wordt het ondiep afgevoerde water opgevangen via een stelsel van drains, riolen, slootjes en een rondom het bedrijf aangelegde ringsloot. Dit water wordt opgeslagen in bergingsbassins. Vanuit deze bassins wordt het water weer gebruikt voor het bevochtigen van het vers aangevoerde afval, althans dat deel dat wordt gebruikt voor het composteringsproces. Voor een goed waterbeheer is het nodig om te weten hoeveel water er beschikbaar is, hoeveel water er nodig is voor bevochtiging van het afval en in welke periode er een wateroverschot dreigt te ontstaan. In dit hoofdstuk wordt onder meer besproken op welke wijze deze waterbalans is te beïnvloeden en hoe een eventueel wateroverschot zou kunnen worden verwerkt.

## 2. GEOLOGISCHE OPBOUW VAN DE BODEM

De stroomrichting en -snelheid van het grondwater hangt af van de hydrologische eigenschappen van de in het bodemprofiel voorkomende lagen. In het eerder door het ICW verrichte onderzoek (HOEKS, TOUSSAINT en LOOIJEN, 1975) wordt de opbouw van de ondergrond als volgt beschreven (vergelijk VAN REES VELLINGA, 1975):

- a. een afdekkend pakket van ongeveer 20 meter dikte (van 15 m +NAP tot 5 m -NAP), bestaande uit vooral fijne zanden (soms slibhoudend) met vlak onder het maaiveld lichte zandige lemen. Aan de oost- en zuidzijde van de stortplaats is dit een duidelijke keileemlaag met overigens plaatselijk onderbrekingen of trechtervormige gaten of scheuren opgevuld met zand. Deze keileemlaag bevindt zich op een diepte van 0,50 à 2,00 meter beneden maaiveld en is 3 à 4 meter dik. Ten westen en zuidwesten van de stortplaats wordt deze laag dunner (ca. 1,00 à 1,50 meter) en bovendien zandiger;
- b. een pakket van glaciale (= jong-Pleistocene) afzettingen (van ca. 5 m -NAP tot 40 m -NAP), bestaande uit grove zanden, soms grindhoudend tot grindrijk;
- c. een pakket van midden-Pleistocene afzettingen (beneden 40 m -NAP), bestaande uit eveneens grove, soms grindhoudende zanden. Beneden 30 m -NAP worden plaatselijk dunne leemlagen aangetroffen, soms ook slibhoudende zandlagen. Een duidelijke hydrologische basis van dit watervoerende pakket komt tot 90 meter beneden maaiveld (75 m -NAP) niet voor.

De doorlaatfactor in het bovenste pakket is vrij laag ( $5-10 \text{ m.d}^{-1}$ ) met een minimale doorlatendheid in de keileemlaag, respectievelijk slibhoudende zandlaag op 2-5 meter diepte. Zoals later zal blijken kan deze laag niet als volledig ondoorlatend worden beschouwd, omdat plaatselijk diepe scheuren in deze laag voorkomen (vermoedelijk vorstscheuren ontstaan tijdens de IJstijden).

In de diepere lagen (glaciale en midden-Pleistocene afzettingen) komen hoge doorlaatfactoren voor variërend van 10 tot meer dan  $200 \text{ m.d}^{-1}$ , als gevolg van de grofheid van het zand, het geringe slibgehalte en vaak de aanwezigheid van grind. Op ca. 50 m -NAP bevindt zich een zone met lagere doorlaatfactoren ( $1-20 \text{ m.d}^{-1}$ ). De genoemde doorlaatfactoren zijn afgeleid uit de aan de hand van boormonsters geschatte U-cijfers.

### 3. HYDROLOGIE VAN HET GEBIED

Het VAM-terrein ligt in het stroomgebied van het Oude Diep, dat ontspringt in de gemeente Westerbork, ten oosten van het Linthorst-

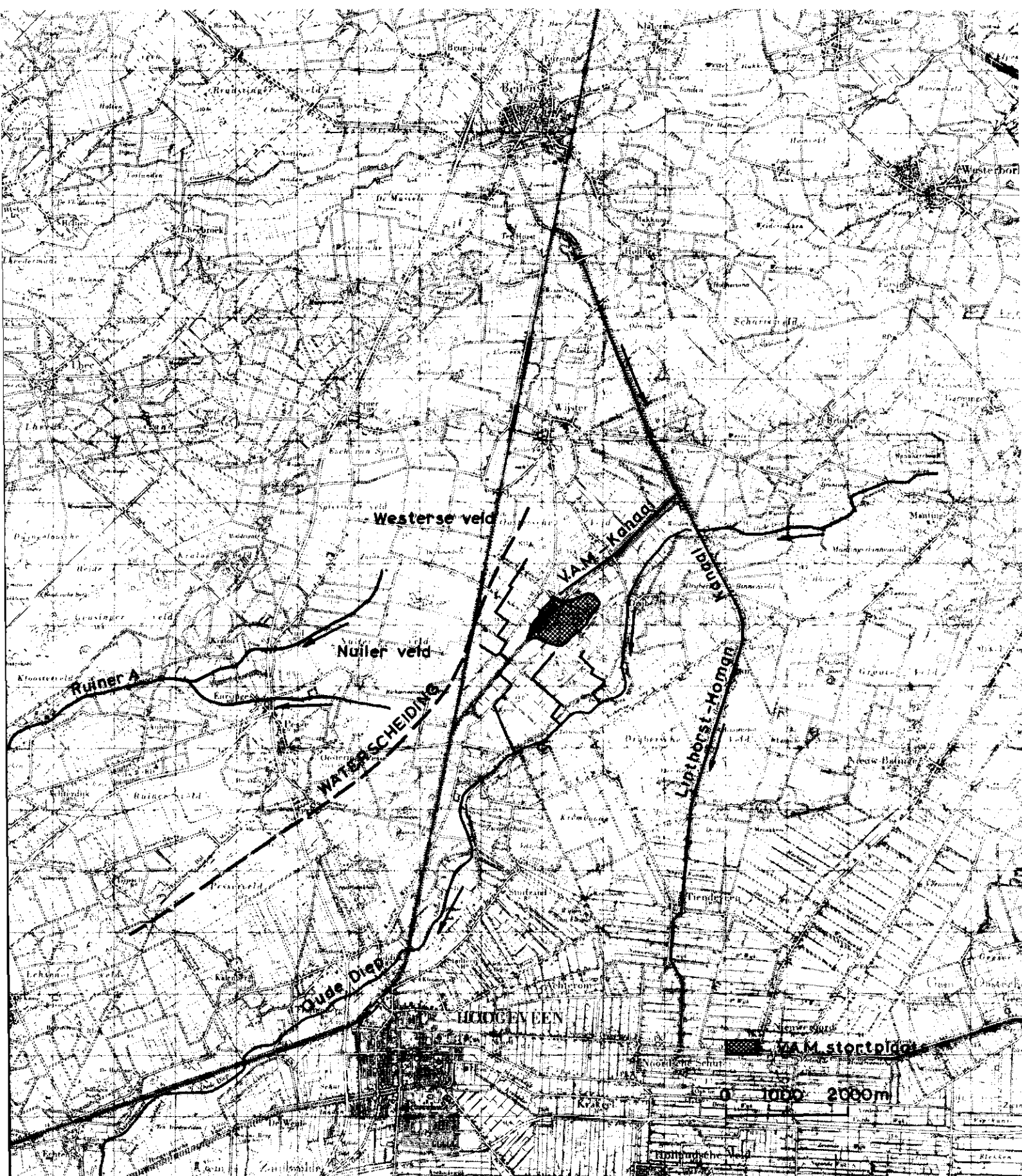


Fig. 1. Oppervlakkige ontwatering van het gebied aangegeven door de loop van sloten, beken en kanalen

Homankanaal bij de dorpjes Balinge en Mantinge (fig. 1). De bovenloop van het Oude Diep mondt uit in het Linthorst-Homankanaal.

Het Oude Diep stroomt op betrekkelijk korte afstand langs het VAM-terrein en vervult voor de oppervlakkige ontwatering van het gebied een belangrijke functie. De sloten in de omgeving van het VAM-terrein (ook die aan de westzijde) voeren het overtollige water af naar het Oude Diep. Alleen het gebied ten noorden van het VAM-terrein is voor de oppervlakkige ontwatering aangewezen op het VAM-kanaal. Ten westen van de spoorlijn Hoogeveen-Assen ligt het stroomgebied van de Ruiner Aa, die ontspringt in het Westerseveld en het Nuilerveld.

Vooraf ten zuiden en ten oosten van de stortplaats blijkt de ondiep in het profiel voorkomende keileemlaag stagnerend te werken. Het drukhoogteverschil tussen het ondiepe grondwater en het diepere grondwater bedraagt hier 0,60 à 1,00 meter. In de richting van het Oude Diep neemt dit verschil af als gevolg van een betere oppervlakkige ontwatering. Vlak naast de stortplaats neemt het drukhoogteverschil toe tot zelfs 1,00 à 1,75 meter. Ten westen van de stortplaats bedraagt het verschil 0,60 à 0,70 meter en neemt verder af in westwaartse richting.

Op basis van deze gegevens lijkt het aannemelijk dat het drukhoogteverschil onder het afvalstort minstens 1,50 meter bedraagt. Latere metingen ter plaatse van de onderzoekkoker in het stort (bij D 21) wijzen erop, dat in het stort sprake is van een schijn-grondwater-spiegel. In een drainbuis, die ter hoogte van het oorspronkelijke maaiveld ligt, is in het najaar 1977 een waterstand van ongeveer 1,50 meter boven maaiveld gemeten, terwijl het grondwater boven de keileemlaag ongeveer 2,60 à 3,20 lager stond.

De doorlatendheid van de keileemlaag blijkt plaatselijk sterk te verschillen (WIJNSMA, 1975). Vermoedelijk hangt dit samen met de in het veld geconstateerde scheuren in de keileemlaag. Deze trechtervormige scheuren zijn opgevuld met zand uit de bovengrond. De keileemlaag is ter plaatse van deze scheuren goed doorlatend. Doorlatendheidsmetingen op het laboratorium met een drietal monsters van de keileemlaag leverden de volgende C-waarden (= dikte keileemlaag/doorlatendheid): 2900, 3400 en 8800 dagen. Uit veldonderzoek

met behulp van een 16-tal grondwaterstandsbuizen, geplaatst in een kruisraai, werd een gemiddelde C-waarde berekend van 1657 dagen (spreiding: 647 - 3328 dagen). Hoewel het dus nauwelijks verantwoord is om een gemiddelde vast te stellen, is hier ter wille van de berekeningen, gekozen voor een gemiddelde C-waarde van 2500 dagen.

Bij een drukhoogteverschil van 1,50 meter en een C-waarde van 2500 dagen bedraagt de afvoer via de keileemlaag naar het diepe grondwater 220 mm per jaar. Gezien de onzekerheden in drukhoogteverschillen en C-waarden, is de berekening van deze wegzijging zeker niet exact. De wegzijging door de keileemlaag kan daarom niet meer dan een ruwe schatting zijn. In het vervolg van dit hoofdstuk wordt hiervoor 200 mm per jaar aangehouden.

In Nederland bedraagt het gemiddelde neerslagoverschot ongeveer 300 mm per jaar. Aangezien geen verdampingscijfers van vuilstortplaatsen beschikbaar zijn, wordt gemakshalve aangenomen dat het jaarlijkse neerslagoverschot op het stortterrein gemiddeld ook 300 mm per jaar bedraagt. Dit betekent dat circa 100 mm per jaar oppervlakkig wordt afgevoerd naar sloten rondom de stortplaats. Momenteel wordt dit water vrijwel volledig opgevangen in de ringsloot.

Onder de keileemlaag stroomt het grondwater in ZW-richting (fig. 2). Onlangs zijn door de Provinciale Waterstaat Drenthe boringen verricht om aanvullende gegevens over de grondwaterstroming te krijgen. De eerste gegevens zijn bewerkt door het RID en geven een soortgelijk isohypsenbeeld te zien. De stromingsrichting van het diepe grondwater is volgens deze recente gegevens iets meer westelijk, ongeveer in WZW-richting.

Het watervoerende pakket onder de keileemlaag is zeer dik. Tot 90 meter beneden maaiveld is geen hydrologische basis (afsluitende laag) aangetroffen. De grondwaterstroming in dit watervoerende pakket is onderdeel van de diepe ontwatering van het centrale Drentse plateau, dat afwatert op de laaggelegen gebieden rondom en ten zuidwesten van Meppel (fig. 3). De verblijftijd van het water in het watervoerende pakket is zeer groot. Dit is ook af te leiden uit de geringe stroomsnelheid van het grondwater. In de bovenste 20 meter van het watervoerende pakket bedraagt deze slechts ca. 4 meter per



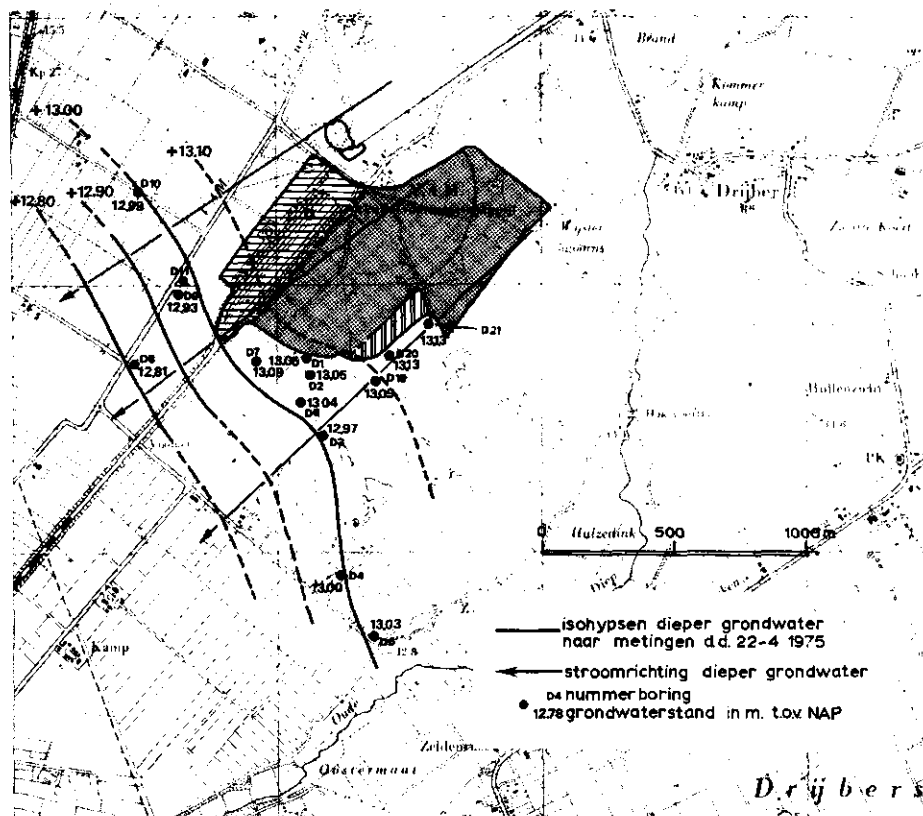


Fig. 2. Isohypsens en stroomrichting van het grondwater in het water-voerende pakket onder de keileemlaag (gegevens van 22-4-1975)

jaar (doorlaatfactor gemiddeld  $7,5 \text{ m.d}^{-1}$ ). In het diepere, grovere deel van het watervoerende pakket is de effectieve stroomsnelheid ca. 20 meter per jaar (doorlaatfactor gemiddeld  $40 \text{ m.d}^{-1}$ ). De basis van het watervoerend pakket ligt waarschijnlijk op ca. 130 meter diepte, aangezien in een NAM-boring nabij Wijster (1500 meter ten noorden van het VAM-terrein) op deze diepte zandige klei is aangetroffen. Het onderste deel van het watervoerend pakket (10 à 20 meter) is waarschijnlijk minder doorlatend (doorlaatfactor mogelijk ca.  $5 \text{ m.d}^{-1}$ ). De totale  $kD$ -waarde van het watervoerende pakket zou volgens de werkgroep Regionaal Geohydrologisch Onderzoek in de provincie Drenthe (1976) ter plaatse van het VAM-terrein ongeveer 3000 à 4000  $\text{m}^2.\text{d}^{-1}$  bedragen.

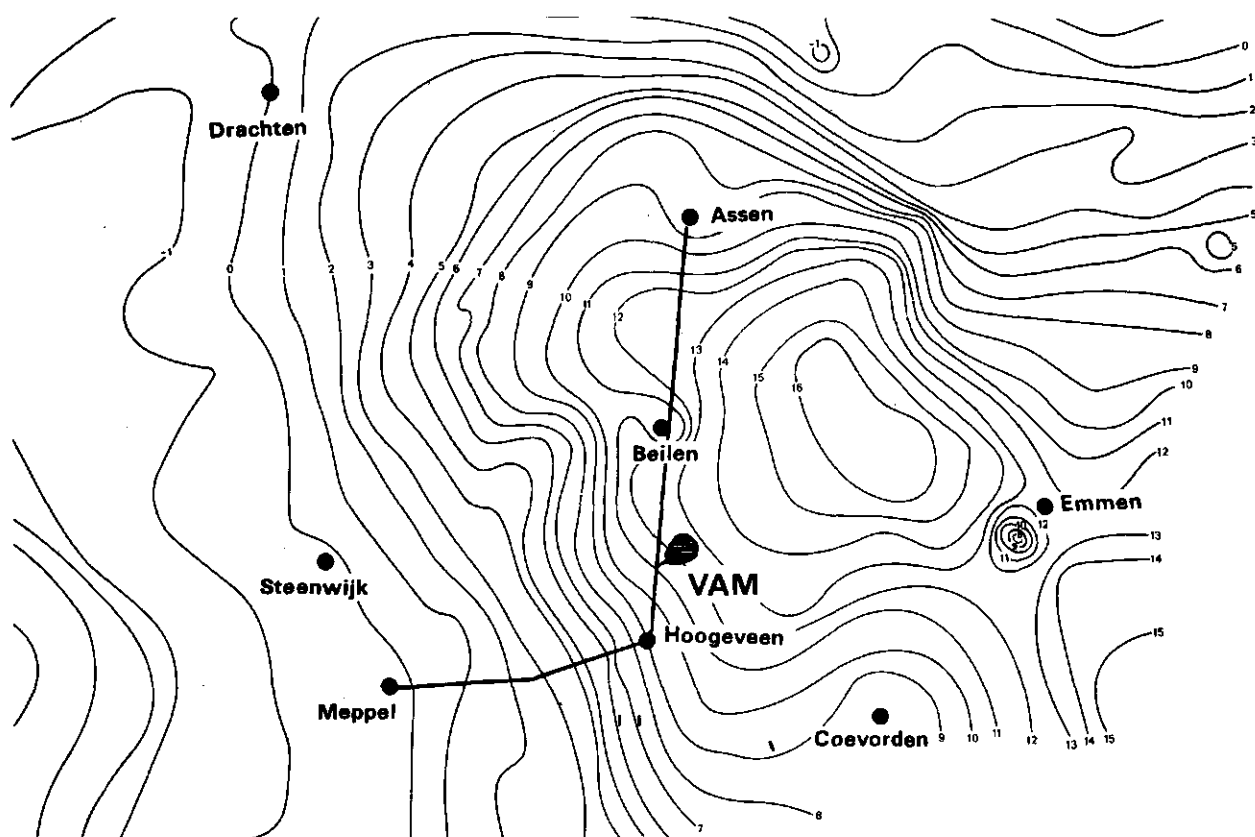


Fig. 3. Isohypsens van het diepe grondwater in de provincie Drenthe (naar gegevens van werkgroep Regionaal Geohydrologisch Onderzoek in de provincie Drenthe, 1976)

#### 4. OVERTOLLIG WATER VAN HET STORTTERREIN

In par. 3 is aangenomen dat van het jaarlijkse neerslagoverschot ongeveer 200 mm wordt afgevoerd naar het diepe grondwater, terwijl de overige 100 mm oppervlakkig afstroomt boven de keileemlaag en in de ringsloot wordt opgevangen. De vraag is echter, in hoeverre deze waterbalans te beïnvloeden is door de techniek van het storten.

In principe lijkt het aantrekkelijk om grondwaterverontreiniging tegen te gaan door de infiltratie van regenwater in het afvalstort zo veel mogelijk te verminderen (MESU, 1976). Men probeert dit na te streven door het afval sterk te verdichten (bijvoorbeeld met een compactor), door een laagsgewijze opbouw van het stort, waarbij de lagen evenals de uiteindelijke afdekking onder verhang naar de zij-kanten worden aangelegd en door het stort uiteindelijk af te dekken met een slecht doorlatende laag. In hoeverre deze maatregelen werke-

lijk effect hebben op de waterbalans van een stortplaats is tot op heden nog niet onderzocht. Gezien de kans op verzakkingen is het overigens zeer de vraag in hoeverre een afsluitende afdeklaag ook op langere termijn afsluitend blijft.

Afgezien van deze praktische bezwaren is het hydrologisch gezien vrijwel onmogelijk om alle regenwater oppervlakkig, dat wil zeggen door en over de afdeklaag, af te voeren naar de zijkanten.

In bijlage 1 zijn enkele berekeningen uitgevoerd voor een afdeklaag, bestaande uit 60 cm middelfijn zand (doorlaatfactor  $5 \text{ m.d}^{-1}$ ) op 20 cm leem. Het blijkt dat een dergelijke afdeklaag langdurig verzadigd zal zijn met water, terwijl een groot deel van de neerslag over het oppervlak zal afstromen omdat de afvoercapaciteit van de afdeklaag te gering is op hellingen van meer dan 20 meter lengte. In zo'n situatie bestaat er gevaar voor erosie. De beplanting op het stort zal bovendien veel hinder ondervinden van de slechte ontwateringstoestand. Overigens moet een goed bewortelbare afdeklaag een redelijk humusgehalte hebben, waardoor de doorlaatfactor in feite veel lager wordt dan de hier gekozen  $5 \text{ m.d}^{-1}$ .

Vergroting van de afvoercapaciteit van de afdeklaag met behulp van een drainage of begreppeling, of door het aanbrengen van een grind- of puinlaag onder het afdekzand stuit op vele praktische bezwaren (onder andere verzakkingsproblemen). Voorlopig zijn geen onderzoeksgegevens beschikbaar over de praktische haalbaarheid van een dergelijk ontwateringssysteem en het effect ervan op de afwatering van een stortterrein.

Een ander alternatief om grondwaterverontreiniging tegen te gaan is het aanbrengen van een bodemafdichtende laag onder het afvalstort. Doorgaans wordt op deze afsluitende laag een drainagesysteem aangelegd. Het percolatiewater uit het afvalstort zal dan grotendeels via de drains opgevangen kunnen worden in een ringsloot. Wegens de korte verblijftijd in de bodem is dit wel praktisch ongezuiverd percolatiewater. In vrijwel alle gevallen waar een dergelijk systeem wordt toegepast, wordt dit percolatiewater al of niet voorbehandeld afgevoerd naar een zuiveringsinstallatie. De hoeveelheid percolatiewater zal ongeveer gelijk zijn aan het neerslagoverschot, dat wil zeggen ongeveer  $3000 \text{ m}^3$  per jaar per ha stortterrein.

Deze bodemafsluiting is uiteraard niet meer te realiseren op het reeds volgestorte terrein. Indien dit systeem zou worden toegepast op de nog in gebruik te nemen stortterreinen moet rekening worden gehouden met een sterke toename, zowel van de hoeveelheid overtollig water, als van de verontreinigingsgraad van dit water.

Afsluiting van het afvalstort aan de bovenzijde of onderzijde geeft voorlopig nog veel praktische problemen. Er is ook nog weinig ervaring opgedaan met deze storttechnieken. Daarom wordt er in het vervolg van dit hoofdstuk vanuit gegaan, dat de wijze van storten weinig of geen invloed zal hebben op de hoeveelheid overtollig water van het stortterrein.

## 5. CHEMISCHE SAMENSTELLING VAN HET PERCOLATIEWATER

De hoeveelheid percolatiewater uit het afvalstort wordt geschat op 300 mm per jaar, d.i. het langjarig gemiddelde voor het neerslagoverschot. Door de ongeveer 15 meter dikke laag afval is een zodanige buffering aanwezig, dat geen rekening hoeft te worden gehouden met jaarlijkse neerslagverschillen. De afvoer van percolatiewater blijkt bovendien tamelijk constant te zijn in de verschillende jaargetijden.

Omtrent de samenstelling van dit percolatiewater bestaan betrekkelijk weinig exacte gegevens. Tijdens het onderzoek in de jaren 1973 t/m 1975 (HOEKS, TOUSSAINT en LOOIJEN, 1975) is vlak naast de stortplaats bij boring D 1 een sterke verontreiniging van het ondiepe grondwater geconstateerd. Mogelijk benadert de samenstelling van dit water die van het percolatiewater. Ook is aan de oostzijde van de stortplaats destijds percolatiewater opgevangen via een drain. In 1977/1978 zijn onder in de onderzoekkoker (bij D 21) monsters van het percolatiewater verzameld. Gezien de grote storthoogte (15 meter) kan het gestorte afval ter plaatse nog geen percolatiewater afgeven. Dit water moet daarom zijdelings zijn aangevoerd uit andere gedeelten van het afvalstort. De beschikbare cijfers zijn vermeld in tabel 1.

Opvallend is wel de relatief lage COD-waarde van ca. 7000 mg  $O_2 \cdot l^{-1}$ , althans in vergelijking met de resultaten van het SVA-onder-

Tabel 1. Samenstelling van het percolatiewater uit het afvalstort

Component		Ondiep grondwater bij D 1	Drainwater oostzijde	Drainwater uit koker bij D 21
pH		6,4	7,5	7,7
geleiding	$\mu\text{S}/\text{cm}$	2 909	9 800	27 800
COD	$\text{mg}/\text{l}$	11 264	3 700	7 260
Cl	"	547	1 281	3 955
SO <sub>4</sub>	"	236	36	-
HCO <sub>3</sub>	"	789	3 330	-
NO <sub>3</sub> -N	"	0	3,0	-
Na	"	386	766	2 313
K	"	287	926	2 450
Ca	"	87	16	121
Mg	"	31	86	146
NH <sub>4</sub> -N	"	31	384	2 700
Fe	"	66	34	36
Zn	"	-	-	3,89
Ni	"	-	-	0,84
Cu	"	-	-	0,29
Pb	"	-	-	0,55
Cd	"	-	-	0,01

zoek in Delden, waar de COD van het percolatiewater in de orde van  $60\,000\text{ mg O}_2\cdot\text{l}^{-1}$  ligt (SVA, 1977). In het percolatiewater zijn praktisch geen organische zuren aanwezig en de pH is tamelijk hoog (7,5 - 7,7). Dit wijst op een goede afbraak van organische zuren in het afvalstort.

Bij dit afbraakproces (methaanvergisting) worden de organische zuren omgezet in methaangas en koolzuurgas. Het lijkt erop dat deze methaanvergisting hier zeer efficiënt verloopt. De verontreinigingsgraad van het percolatiewater is daardoor aanzienlijk lager dan bijvoorbeeld bij de stortplaats in Delden. Dit geldt niet alleen voor de organische stoffen, maar ook voor de metaalgehalten, bijvoorbeeld Fe (ca.  $35\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ) en Zn ( $3,9\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ). In hoeverre dit geldt voor de gehele stortplaats is op basis van de beschikbare gegevens niet te zeggen.

De gasontwikkeling in het afvalstort lijkt dus een zeer positief effect te hebben op de verontreinigingsgraad van het percolatiewater en dus ook op de grondwaterverontreiniging. Voor zover mogelijk dient deze gasontwikkeling dan ook te worden bevorderd. Van veel belang hierbij is dat de pH in het afval niet te laag wordt. De gevormde organische zuren moeten daartoe vrij snel worden omgezet in  $\text{CH}_4$  en  $\text{CO}_2$ . In het geval van zuurophoping dient het stort zoveel bufferend vermogen te hebben dat de pH vrij stabiel blijft. De verwerking van kalkhoudende afvalstoffen in het stort zal zeer waarschijnlijk een gunstig effect hebben.

Het onderzoek naar moeilijk afbreekbare organische stoffen in het percolatiewater van vuilstortplaatsen is nog maar nauwelijks op gang gekomen. Uit onderzoek van HARMSSEN (1977) blijkt, dat het percolatiewater van Ambt-Delden, behalve organische zuren, ook olieachtige componenten (alifaten, aromaten) en vooral deels geoxydeerde koolwaterstoffen bevat. Voorts zijn amines aangetoond, welke van belang kunnen zijn voor complexering van zware metalen. In het percolatiewater uit de stortplaats in Wijster is nog geen onderzoek verricht naar de aanwezigheid van organische stoffen, anders dan organische zuren.

## 6. ZUIVERINGSPROCESSEN IN DE BODEM

Tijdens het transport door de bodem verandert de chemische samenstelling van het percolatiewater aanzienlijk als gevolg van interactieprocessen, zoals adsorptie, chemische evenwichtsreacties en microbiologische processen (HOEKS, 1978).

Opgeloste organische stoffen zullen, voor zover ze afbreekbaar zijn, in de bodem worden afgebroken door micro-organismen. Afhankelijk van het zuurstofgehalte zijn dit aërobe, facultatief anaërobe en strikt anaërobe organismen. In de bodem en het grondwater onder een afvalstort heersen praktisch altijd anaërobe omstandigheden. Uit kolomonderzoek (HOEKS, 1977; BORST, 1978) is gebleken dat onder anaërobe omstandigheden een sterke reductie van de COD mogelijk is dank zij methaangisting. Bij dit onderzoek nam de COD van het percolatiewater met ruim 90% af bij een verblijftijd van 20

dagen in de grondkolom. Dit percolatiewater, afkomstig van de vuilstortplaats Ambt-Delden, bevatte zeer veel organische zuren. Ook onder veldomstandigheden lijkt dit afbraakproces zeer efficiënt te verlopen.

Het onderzoek naar andere organische stoffen in het percolatiewater is nog maar nauwelijks begonnen. Gegevens over de aard en afbreekbaarheid van deze stoffen ontbreken op dit moment.

Stikstofverbindingen zijn in het percolatiewater hoofdzakelijk aanwezig als anorganisch ammonium en in mindere mate ook als organisch gebonden stikstof. Bij de microbiologische afbraak van organische stikstofverbindingen komt de stikstof vrij als anorganisch ammonium. De  $\text{NH}_4^+$ -ionen worden in de bodem geadsorbeerd aan geladen klei/humusdeeltjes (het adsorptiecomplex). Aangezien het  $\text{NH}_4^+$ -ion eenwaardig is en in het percolatiewater veel meerwaardige ionen als  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  en  $\text{Fe}^{2+}$  aanwezig zijn, is de adsorptie beperkt. Hoewel de mobiliteit van het  $\text{NH}_4^+$ -ion door adsorptie geringer is dan de mobiliteit van het  $\text{Cl}^-$ -ion, moet het  $\text{NH}_4^+$ -ion daarom toch worden gerekend tot de tamelijk mobiele stoffen. In gebieden met aëroob grondwater kan het  $\text{NH}_4^+$ -ion op grotere afstand van de stortplaats door nitrificatie overgaan in  $\text{NO}_3^-$  (TOUSSAINT en HOEKS, 1976). Het  $\text{NO}_3^-$ -ion wordt niet geadsorbeerd en is even mobiel als het  $\text{Cl}^-$ -ion.

Zware metalen kunnen in het percolatiewater in sterk wisselende hoeveelheden voorkomen, afhankelijk van de aard van het afval, het gehalte aan organische zuren en de pH van het percolatiewater. De mobiliteit van deze metalen in de bodem is over het algemeen gering dank zij de lage concentraties en de vrij sterke adsorptie in de bodem. In aanwezigheid van opgeloste organische stoffen kan de mobiliteit echter belangrijk toenemen door de vorming van organische metaal-complexen. Als het gevormde complex ongeladen of negatief geladen is, wordt het niet meer geadsorbeerd. Het metaalion is dan even mobiel geworden als het  $\text{Cl}^-$ -ion. Hoewel organische zuren zeker niet de bekendste complexvormers zijn, bleek de adsorptie van zware metalen toch sterk af te nemen in aanwezigheid van deze zuren (BEKER, 1977). De vorming van organische metaalcomplexen speelt

waarschijnlijk een belangrijke rol in de bodem onder een vuilstortplaats. De mobiliteit is doorgaans alleen tijdelijk verhoogd, omdat de organische stoffen door anaërobe gistingsprocessen vrij snel worden afgebroken. De mobiliteit van metalen, die ook als negatief geladen anion kunnen voorkomen (bijvoorbeeld Cr, As, Se, Mo), kan belangrijk groter zijn dan de mobiliteit van positief geladen metaal-ionen (VAN DUYNENBOODEN, 1978).

De overige componenten in het percolatiewater, zoals de kationen  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  en  $\text{Fe}^{2+}$  en de anionen  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{HCO}_3^-$  en  $\text{SO}_4^{2-}$  geven uit het oogpunt van verontreiniging minder ernstige problemen. De kationen zijn betrokken bij adsorptieprocessen. De mate van adsorptie is afhankelijk van de adsorptiecapaciteit van de grond en van de oorspronkelijke bezetting van het adsorptiecomplex. Als het adsorptiecomplex van nature al voor 80 à 90% bezet is met  $\text{Ca}^{2+}$ , dan kan er nauwelijks Ca uit het percolatiewater worden geadsorbeerd. Door de adsorptie van andere kationen kunnen de reeds geadsorbeerde Ca-ionen zelfs van het adsorptiecomplex worden verdrongen (desorptie). In dit geval wordt de Ca-concentratie in het percolatiewater zelfs hoger in plaats van lager.

Sommige van deze kationen, vooral Ca, Mg en Fe, kunnen ook deelnemen aan chemische reacties. Ze kunnen namelijk neerslaan als slecht oplosbare carbonaten of als sulfide. Dit laatste gebeurt als de omstandigheden gunstig zijn voor sulfaatreductie.

De anionen  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{HCO}_3^-$  en  $\text{SO}_4^{2-}$  worden niet of nauwelijks geadsorbeerd in de bodem. Wel kunnen sommige anionen zijn betrokken bij chemische reacties. Dit geldt in het bijzonder voor bicarbonaat en fosfaat, hoewel de laatste slechts in geringe concentraties voorkomt in percolatiewater. Sulfaat is in de bodem tamelijk mobiel, behalve als het in anaëroob milieu wordt gereduceerd tot sulfide. Vooral met Fe en zware metalen worden dan slecht oplosbare sulfiden gevormd.

Chloride is het meest mobiele anion in het percolatiewater. Omdat het in de bodem niet deelneemt aan interactieprocessen is de transportsnelheid gelijk aan de stroomsnelheid van het water. In grondwater met een laag zoutgehalte is dit ion dan ook een goede tracer bij het opsporen van verontreiniging.



## 7. KWALITEIT VAN HET GRONDWATER

Het ondiepe grondwater boven de keileemlaag blijkt op korte afstand (enkele tientallen meters) van de stortplaats verontreinigd te zijn door zijdelingse toestroming van percolatiewater uit het stort. Dit water kwam voorheen terecht in sloten in de naaste omgeving van het stortterrein. Met name in het voorjaar was de verontreiniging in sommige sloten duidelijk meetbaar (zie HOEKS, TOUSSAINT en LOOIJEN, 1975). Sinds het graven van de ringsloot is dit echter niet meer mogelijk. Het ondiep afstromende water van het stortterrein wordt nu vrijwel geheel opgevangen in de ringsloot.

Het grootste deel van het percolatiewater wordt via de keileemlaag afgevoerd naar het diepe grondwater. In het watervoerend pakket onder de keileem wordt dit percolatiewater meegevoerd met de grondwaterstroom in zuidwestelijke richting, volgens een stroombaan zoals schematisch is weergegeven in fig. 4. Ongeveer 150 meter benedenstrooms

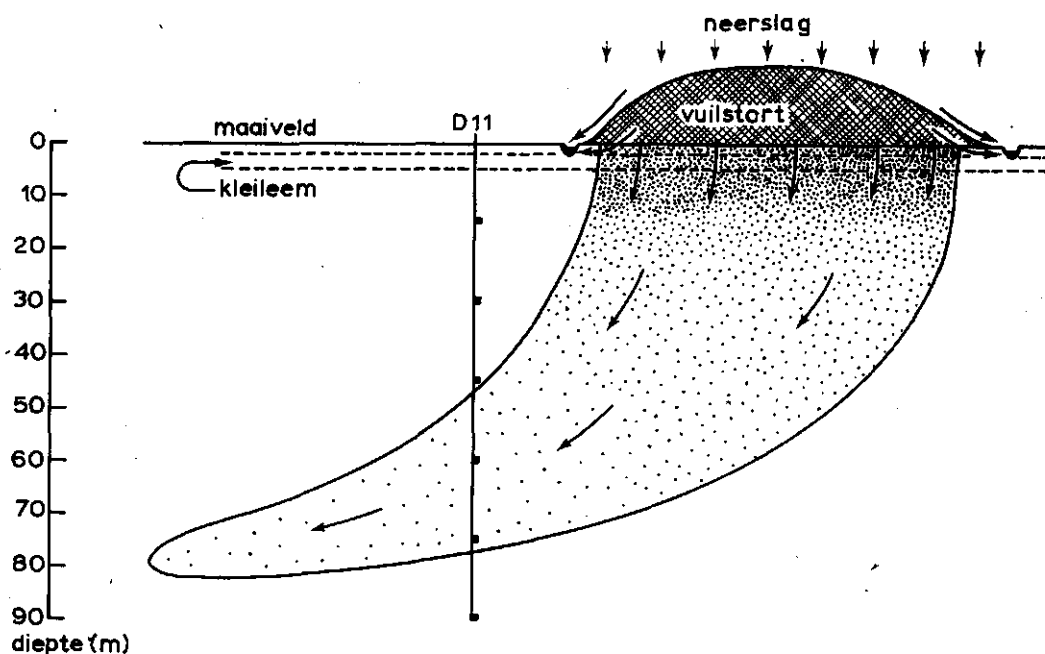
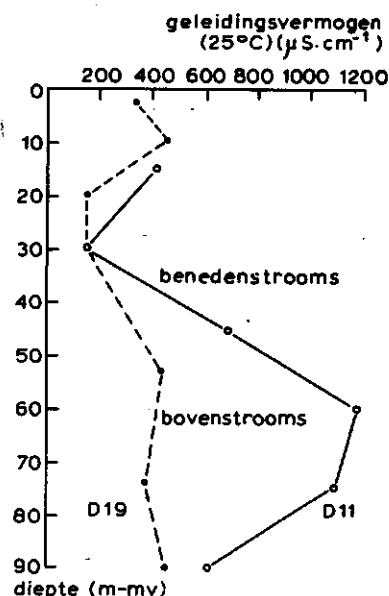


Fig. 4. Schematische voorstelling van grondwaterverontreiniging door een vuilstortplaats

Fig. 5. Geleidingsvermogen van het grondwater benedenstrooms (D 11) en bovenstrooms (D 19) van de stortplaats (gegevens gemiddeld over de periode oktober 1974 - augustus 1975)



van de stortplaats (bij boorpunt D 11) is deze stroombaan aangetroffen op een diepte van 60-70 meter beneden maaiveld (fig. 5). Het geleidingsvermogen van het grondwater is hier duidelijk hoger dan bovenstrooms van de stortplaats (bij boorpunt D 19). Behalve het geleidingsvermogen zijn ook de concentraties van  $\text{Cl}$ ,  $\text{HCO}_3$ ,  $\text{Na}$ ,  $\text{K}$ ,  $\text{Ca}$ ,  $\text{Mg}$  en  $\text{NH}_4$  hier hoger dan bovenstrooms (zie tabel 2).

Ook de COD is benedenstrooms hoger dan bovenstrooms. Lagere organische zuren en olieachtige verbindingen konden echter niet worden aangetoond. Gelet op de lange verblijftijd in de bodem betreft het zeer waarschijnlijk moeilijk afbreekbare stoffen. De aard van deze stoffen en het effect ervan op de grondwaterkwaliteit is niet bekend.

De verontreiniging van het diepe grondwater bleek ook uit een geoelektrisch onderzoek van het Adviesbureau Arnhem (1975). Op 50 meter diepte was de verontreiniging aantoonbaar tot op 500 meter van de stortplaats (fig. 6). Deze verontreiniging bevindt zich dus in het grovere deel van het watervoerende pakket, waar de gemiddelde verplaatsingssnelheid ongeveer 20 meter per jaar bedraagt.

Door het afwisselend voorkomen van fijnere en grovere lagen in het watervoerend pakket is het echter mogelijk dat de verontreiniging



Tabel 2. Kwaliteit van het diepe grondwater (op 60 meter diepte) 150 meter benedenstrooms van de stortplaats, vergeleken met de bovenstroomse kwaliteit (gemiddelde waarden over de periode 1973)

Component	Benedenstrooms (D 11)	Bovenstrooms (D 19)
pH	6,7	7,0
COD	61	10
geleidingsvermogen	1175	428
Cl	192	22
HCO <sub>3</sub>	363	168
NO <sub>3</sub> -N	0,2	0,2
SO <sub>4</sub>	36	64
Kjeldahl-N	7,2	0,9
NH <sub>4</sub> -N	5,5	0,3
Na	91	13
K	6	2
Ca	110	66
Mg	24	9
Fe	21	8

met name in grovere lagen verder is voortgeschreden. Deze lagen zijn vaak betrekkelijk dun en wiggen na enige afstand weer uit. Daardoor treedt vermenging van water op. Dit verschijnsel wordt aangeduid met het begrip 'macro-dispersie' (BRUGGEMAN, 1978).

Volgens de oorspronkelijke isohypsenkaart stroomt het grondwater in ZW-richting. In dat geval ligt het monsterpunt D 11 niet centraal in de stroombaan afkomstig van de stortplaats. Volgens de meest recente gegevens (bron RID, VAN DUYVENBOODEN, juli 1978) stroomt het grondwater echter in WZW-richting. Dit betekent dat de lokatie van D 11 gunstiger is dan aanvankelijk werd verondersteld. Niettemin blijft er behoefte aan meer gegevens over de verontreiniging van het diepe grondwater. Daarom zullen zuidelijk van D 11 nog enkele diepboringen worden verricht.

Voor de berekeningen betreffende de grondwaterverontreiniging bij het VAM-bedrijf (zie tabel 3) is gebruik gemaakt van de volgende gegevens:

- dikte afdekkend pakket: 6 meter;
- horizontale verplaatsing in bovenste 20 meter van het watervoerende pakket: 4 meter per jaar;
- dikte grofzandige watervoerende pakket: 90 meter;
- afstand van stortplaats tot waterscheiding: 7 km (afgeleid uit stroomsnelheid in watervoerend pakket);
- effectief poriënvolume: 35 vol. %;
- afvoer via het diepe grondwater: 200 mm per jaar.

Tabel 3. Verplaatsing van verontreinigende stoffen in het grondwater bij het VAM-bedrijf, berekend volgens HOEKS (1977) voor stoffen welke niet deelnemen aan zuiveringsprocessen in de bodem (VAM-bedrijf is gestart in 1930)

Jaar	Bereikte afstand (m)	Bereikte diepte (m)
1955	65	14
1980	283	29
2005	885	41
2030	1536	52
2080	3004	69

Volgens de isohypsenkaart van het diepe grondwater in Drenthe (zie fig. 3) zou de afstand tot de waterscheiding ca. 15 km zijn. Door het oppompen van grondwater bij Beilen, Coevorden en Emmen is de stroomsnelheid van het grondwater ter hoogte van het VAM-terrein waarschijnlijk zoveel afgenomen, dat voor de modelberekeningen als effectieve afstand tot de waterscheiding 7 km moest worden gekozen.

Voorts blijkt dat volgens de berekeningen na 50 jaar slechts een diepte van ongeveer 30 meter wordt bereikt, terwijl in werkelijkheid de verontreiniging op 60 meter diepte is waargenomen. Er is wel eens verondersteld dat dit zou worden veroorzaakt door dichtheidsstromingen vanwege het hoge soortelijk gewicht van percolatiewater. In hoeverre dit hier van belang is, is niet af te leiden uit de beschikbare gegevens. Een andere mogelijkheid is dat door het oppompen

van grondwater op het bedrijf (pompputten met filters op 45-60 meter beneden maaiveld) de verontreiniging naar beneden is getrokken, terwijl hierdoor tevens de horizontale verbreiding van de verontreiniging enigszins beperkt is gebleven.

De berekeningen gelden alleen voor opgeloste stoffen die in de bodem niet worden vastgehouden of afgebroken (bijvoorbeeld het Cl-ion). Is er wel sprake van vastleggingsreacties (adsorptie, chemische precipitatie) of afbraakreacties (microbiologische afbraak van organische stoffen) dan zal de betreffende stof aanzienlijk trager worden getransporteerd of na een zekere verblijftijd in de bodem volledig zijn afgebroken.

De opbouw van de ondergrond is zodanig dat adsorptieprocessen voornamelijk een rol spelen in het bovenste pakket van ca. 20 meter dikte, vooral in de humushoudende bovengrond, de keileemlaag en enkele slibhoudende zandlagen dieper in het profiel. In lagen met grof zand en grind, zoals deze dieper in het watervoerend pakket voorkomen is de adsorptiecapaciteit verwaarloosbaar.

Gelet op de lange verblijftijd in de bodem is de verontreiniging van het diepe grondwater bij D 11 vermoedelijk afkomstig van afval uit de jaren vóór 1950. Over de samenstelling van het percolatiewater in die periode zijn geen gegevens beschikbaar. Vergeleken met het huidige percolatiewater is de grondwaterverontreiniging bij D 11 gering. Dit zal onder meer te danken zijn aan verdunning en zuivering in de bodem. Hierbij moet echter worden opgemerkt, dat geen gegevens beschikbaar zijn over het voorkomen van persistente organische stoffen in het percolatiewater en het grondwater.

Naar verwachting zal de verontreinigingsgraad van het diepe grondwater toenemen voor zover dit de anorganische componenten Cl, Na, K en  $\text{NH}_4$  betreft. Voor de componenten Ca, Mg, Fe,  $\text{HCO}_3$  en  $\text{SO}_4$  is dit minder waarschijnlijk, omdat reeds in het afvalstort, maar ook in de bodem daaronder vastlegging plaats vindt in de vorm van slecht oplosbare carbonaten en sulfiden (BREEUWSMA en VAN ENGERS, 1975; HOEKS, 1977; BORST, 1978). Een toename van de hoeveelheid afbreekbare organische stoffen in het grondwater is niet te verwachten, aangezien de afbraak in de bodem efficient verloopt, ook onder anaerobe omstandigheden. Over het voorkomen en het gedrag van per-

sistente organische stoffen zijn te weinig gegevens beschikbaar om hierover uitspraken te doen. De vastleggingscapaciteit van de bodem ten aanzien van zware metalen is bijzonder groot, zeker als het gehalte aan opgeloste organische stoffen laag is. De mobiliteit van deze metalen in de bodem is over het algemeen gering.

## 8. KWALITEIT VAN HET OPPERVLAKTEWATER

Van het neerslagoverschot wordt jaarlijks ongeveer 100 mm afgevoerd naar de ringsloot. Voor een deel is dit water, dat oppervlakkig afstroomt van de hellingen langs de rand van het afvalstort, terwijl het overige deel bestaat uit percolatiewater dat zijdelings uit het stort komt of via het ondiepe grondwater de ringsloot bereikt. Vooreen kwam dit water in sloten in de omgeving terecht. Sinds het graven van de ringsloot wordt het ondiep afstromende water echter volledig opgevangen. Hoewel de verblijftijd in de bodem gering is, wordt het water toch nog in belangrijke mate gezuiverd alvorens het de ringsloot bereikt (zie tabel 4).

Tabel 4. Chemische samenstelling van het water in de ringsloot  
(naar gegevens van RAAD en ICW)

Component		nov. '75	jan. '76	jan. '77	apr. '77	zomer '77	voorjaar '78	juli '78
COD	mg/l	1125	815	1230	1642	1760	788	1396
BOD <sub>5</sub>	"	53	81	180	116	90	-	-
pH		7,9	8,1	8,0	7,5	8,2	7,8	7,9
Cl	mg/l	520	532	600	1232	292	711	4518
Kjeldahl-N	"	242	161	270	440	370	-	-
NH <sub>4</sub> -N	"	-	-	-	-	-	301	277
Na	"	-	-	-	-	-	415	1284
K	"	-	-	-	-	-	458	2718
Ca	"	-	-	-	-	-	152	350
Mg	"	-	-	-	-	-	43	225
Fe	"	-	-	-	-	-	9,5	9,2
Zn	"	-	-	-	-	-	0,31	0,66
Ni	"	-	-	-	-	-	0,08	0,25
ortho-PO <sub>4</sub>	"	-	-	-	-	-	1,3	-
totaal-PO <sub>4</sub>	"	-	-	-	-	-	2,9	-

De COD is aanmerkelijk lager dan de COD van het percolatiewater, terwijl uit de hoge COD/BOD-verhouding blijkt dat het water vergaand biologisch is gestabiliseerd. Tijdens de zomer zijn de concentraties hoger dan in de winter. In de winter vindt verdunning plaats door afstromend regenwater van de hellingen van het stort. Het water uit de ringsloot wordt opgeslagen in bergingsbassins, van waar uit het weer wordt gebruikt voor de bevochtiging van vers aangevoerd afval op het composteringsterrein.

Uit de waterbalans van het gehele VAM-bedrijf (zie bijlage 2) blijkt dat er in de winterperiode gemiddeld een overschot van  $11\,000\text{ m}^3$  water is, terwijl er in de zomerperiode een tekort is van  $94\,000\text{ m}^3$ . Met name het wateroverschot in de winter geeft problemen. Rekening houdend met jaarlijkse neerslagverschillen bestaat er een kans van 20% (d.i. 1 x per 5 jaar) dat dit wateroverschot oploopt tot ruim  $22\,000\text{ m}^3$ , en een kans van 10% (d.i. 1 x per 10 jaar) dat het oploopt tot  $29\,000\text{ m}^3$ . De bufferbassins hadden tot voor kort een oppervlak van ca.  $10\,000\text{ m}^2$ . Bij een waterdiepte van 1 à 1,50 meter is de bergingscapaciteit van deze bassins dus  $10\,000$  à  $15\,000\text{ m}^3$ , als tenminste geen water via de bodem verdwijnt of binnenkomt. Of de bodem van de bassins inderdaad waterdicht is, is niet onderzocht. De bestaande meettechniek wordt voor dit geval namelijk onbetrouwbaar geacht wegens het voorkomen van een dikke sliblaag op de bodem.

In het verleden is het wateroverschot meerdere malen zo groot geweest dat een deel moest worden geloosd op het VAM-kanaal. Metingen in het VAM-kanaal hebben aangetoond dat dit ernstige gevolgen heeft voor de kwaliteit van het kanaalwater. Omdat het VAM-kanaal een doodlopend kanaal is, is er praktisch geen doorspoeling. Bovendien is de uitwisselingsmogelijkheid met het Linthorst-Homankanaal nog afgenomen doordat recentelijk de VAM-brug is vervangen door een vaste oeververbinding met duiker. Lozingen op het VAM-kanaal zullen daarom moeten worden voorkomen.

In bijlage 3 is getracht een prognose te maken van de omvang van het wateroverschot in de toekomst. Deze prognose is gebaseerd op een jaarlijkse vuilaanvoer van gemiddeld 900 000 ton, waarvan 400 000 ton wordt gebruikt voor de compostbereiding (50% reststoffen), 125 000 ton wordt verwerkt in de recyclingfabriek (25% reststoffen) en



375 000 ton wordt rechtstreeks naar het stortterrein afgevoerd. Dit betekent dat jaarlijks ca. 600 000 ton afval en reststoffen moet worden gestort. Dit komt ongeveer overeen met het aanvoermodel 3 en het verwerkingsmodel 3 uit het Ontwerp-Bestemmingsplan van het Bureau OD 205 (1977).

Bij een gemiddelde storthoogte van 20 (respectievelijk 25) meter zal het huidige stortoppervlak van 52 ha in 30 jaar toenemen tot 139 (respectievelijk 141) ha. Het gemiddelde wateroverschot, dat voor de huidige situatie is berekend op  $11\,000\text{ m}^3$ , zal dan toenemen tot  $39\,000$  (respectievelijk  $30\,000$ )  $\text{m}^3$ . Bij een overschrijdingskans van 20% (1 x per 5 jaar) moet worden gerekend met een wateroverschot van  $50\,000$  (respectievelijk  $41\,000$ )  $\text{m}^3$  en bij een overschrijdingskans van 10% (1 x per 10 jaar) met een overschot van  $57\,000$  (respectievelijk  $48\,000$ )  $\text{m}^3$ .

Mocht in de toekomst de recycling toenemen ten koste van de huidige compostering dan neemt de waterbehoefte af, zodat de hoeveelheid overtollig water in de winterperiode hoger wordt dan hiervoor berekend. Ook door calamiteiten, zoals het uitvallen van de sproei-installatie, kan het wateroverschot tijdelijk hoger worden.

De berekening van het wateroverschot is niet meer dan een ruwe schatting, omdat geen van de waterbalanstermen, met uitzondering van de neerslag, ooit goed is gemeten. Bij de berekening is overigens nog buiten beschouwing gebleven dat in de afgelopen jaren nog ca.  $50\,000\text{ m}^3$  grondwater per jaar is opgepompt (onder andere voor brandbestrijding), waarvan ongeveer  $17\,000\text{ m}^3$  tijdens de winterperiode werd opgepompt. Hierdoor is het wateroverschot in de afgelopen jaren extra groot geweest. Het oppompen van grondwater in het winterhalfjaar wordt momenteel echter zoveel mogelijk vermeden.

De kwaliteit van het water in het VAM-kanaal zal veel verbeteren als de lozing van overtollig water kan worden vermeden. Het kanaal blijft echter voor het noordelijk deel van het VAM-terrein een drainerende functie vervullen. De ondiepe afvoer van water via de bodem zal dus blijven bestaan, maar zal naar verwachting weinig verontreiniging veroorzaken.

## 9. OPSLAG EN VERWERKING VAN HET WATEROVERSCHOT

### a. Opslag in bergingsbassins

Uit de gegevens van de waterbalans (bijlage 2 en 3) blijkt dat het wateroverschot van de winterperiode volledig kan worden verbruikt in de zomerperiode, zelfs bij de vrij sterke toename van het wateroverschot in de toekomst. Het watertekort in de zomer bedraagt bij de huidige composteringstechniek namelijk  $94\,000\text{ m}^3$ . Om het totale wateroverschot te kunnen opslaan in de bergingsbassins moet de bergingscapaciteit van deze bassins op dit moment  $22\,000\text{ m}^3$  bedragen. In de komende 30 jaar zal de bergingscapaciteit geleidelijk moeten toenemen tot ongeveer  $50\,000\text{ m}^3$  (gemiddelde storthoogte 20 meter). Deze bergingscapaciteit houdt rekening met een overschrijdingskans van 20% dat wil zeggen dat gemiddeld 1 x per 5 jaar water zal moeten worden geloosd.

De huidige bergingsbassins zijn niet voorzien van een bodemafdichting. De verwachting is wel, dat de bodem na verloop van tijd zal dichtslibben en dat de lekkage geleidelijk zal afnemen. Een bodemafdichting met kunststoffolie zou kunnen worden overwogen, hoewel de ervaringen hiermee niet overal onverdeeld gunstig zijn.

Met de onlangs gerealiseerde uitbreiding van ongeveer  $7\,500\text{ m}^3$  bedraagt de bergingscapaciteit nu  $17\,500$  à  $22\,500\text{ m}^3$ . Voorlopig is dit bijna voldoende om lozing op het VAM-kanaal te voorkomen. In de toekomst is deze bergingscapaciteit beslist onvoldoende. Uitbreiding tot de eerdergenoemde  $50\,000\text{ m}^3$  zal waarschijnlijk de nodige problemen met zich brengen.

### b. Peilverhoging in de ringsloot

Een andere mogelijkheid is om het wateroverschot tijdelijk in het afvalstort te bergen, zodat een deel van het wateroverschot pas beschikbaar komt in de zomerperiode op een moment dat het wel opgeslagen kan worden in de bufferbassins. Dit is mogelijk door tijdelijk het peil in de ringsloot te verhogen. Dit heeft tot gevolg (zie bijlage 4) dat de afvoer tijdelijk stagneert. Na de peilverhoging komt de afvoer geleidelijk wel weer op gang maar de afvoerintensiteit is

lager dan voorheen. Aannemend dat het peil van de ringsloot gedurende de eerste drie maanden van het jaar met 1 meter wordt verhoogd, dan is het effect hiervan dat de afvoer in de wintermaanden afneemt met bijna  $20\,000\text{ m}^3$ , waarvan  $12\,500\text{ m}^3$  terugkomt na peilverlaging, dat wil zeggen aan het begin van de zomerperiode. Het verschil, namelijk  $7\,500\text{ m}^3$  is extra afgevoerd naar het diepe grondwater. Berekend over de totale wegzijging naar het diepe grondwater is dit een toename van 6,5%.

Het opzetten van het peil in de ringsloot biedt misschien enige praktische problemen gezien de lengte van de ringsloot en het vereiste verhang voor afstroming naar de bufferbassins. Daardoor ontbreekt mogelijk de ruimte om het peil met 1 meter te verhogen.

#### c. Verregening op het afvalstort

De berging van een gedeelte van het wateroverschot in het afvalstort is ook mogelijk door het water door middel van beregening op het stort te brengen. Het ligt voor de hand om dit te doen op de pas gestorte gedeelten van het stortterrein. Het pas gestorte afval kan namelijk per ton ca. 230 liter water bergen alvorens er percolatiewater wordt afgevoerd. Per jaar wordt op het stort 375 000 ton afval aangevoerd met een totale vochtbergingscapaciteit van ruim  $85\,000\text{ m}^3$ . De aangevoerde reststoffen van de compostbereiding en de recycling worden hier buiten beschouwing gelaten, in de veronderstelling dat deze een geringe vochtbergingscapaciteit zullen hebben. Deze terugvoer van water op het stortterrein betekent echter wel dat de pas gestorte gedeelten van het terrein nu eerder percolatiewater zullen gaan afvoeren. De afvoer via de ringsloot zoals deze is berekend in bijlage 2 en 3 zal dan misschien 2-5% hoger worden.

Uit een Amerikaans onderzoek (POHLAND, 1975) blijkt dat het terugvoeren van percolatiewater op het afvalstort gunstig is met het oog op de biologische stabilisering van het percolatiewater. De methaangisting in het afval bleek in dit geval sneller te verlopen, waardoor het gehalte aan organische zuren sterk afnam. Daardoor wordt de pH van het percolatiewater hoger en dit heeft weer tot gevolg dat de oplosbaarheid van metalen geringer is. Hoewel deze expé-

rimenten op kleine schaal (met lysimeters) zijn uitgevoerd, bevestigen deze resultaten dat naarmate de snelheid van methaangisting hoger is de verontreinigingsgraad van het percolatiewater afneemt.

In het najaar 1978 is de SVA begonnen met een onderzoek naar de gasontwikkeling in een afvalstort. Een belangrijk aspect van dit onderzoek is de relatie met de chemische samenstelling van het percolatiewater.

#### d. Afvoer naar de zuiveringsinstallatie

Het is uiteraard ook mogelijk om het overtollige water af te voeren naar de zuiveringsinstallatie in Beilen. Het is echter discutabel of deze oplossing zinvol is. Het overtollige water van het VAM-bedrijf is wat betreft de organische stoffen reeds vergaand biologisch gestabiliseerd. De COD/BOD-verhouding ligt in de orde van 5 à 20, hetgeen betekent dat de aanwezige organische stoffen vrij slecht afbreekbaar zijn. Beluchting van het water bleek dan ook weinig effect te hebben (VOORBURG, 1977). Na 16 dagen beluchten was de COD van het water nog nauwelijks gedaald. De opgeloste stoffen in het afvalwater bleken echter geen remmende invloed uit te oefenen op de biologische afbraak.

Afbraakexperimenten met behulp van een sapromat (RAAD, ICW) wijzen erop dat het afbraakproces zeer traag verloopt. In 20 dagen neemt de zuurstofbehoefte van het water af met  $60 \text{ à } 150 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$ , d. i. slechts 10 à 20% van de oorspronkelijke zuurstofbehoefte (zie fig. 7). Bovendien moet er op worden gewezen dat het afvalwater ca.  $250 \text{ mg NH}_4\text{-N}$  per liter bevat. Bij volledige nitrificatie geeft dit een extra zuurstofbehoefte van ruim  $850 \text{ mg O}_2$  per liter.

Het rendement van de zuivering kan dus slechts gering zijn. Wel kan een redelijke stikstofverwijdering worden verwacht gezien de gegevens van de zuiveringsinstallatie in Beilen (tabel 5). Afvoer naar de zuiveringsinstallatie zal tot gevolg hebben dat het water wordt verdund met rioolwater. Vervolgens wordt het geloosd in de Beilervaart, waar de doorspoeling aanzienlijk gunstiger is dan in het VAM-kanaal.

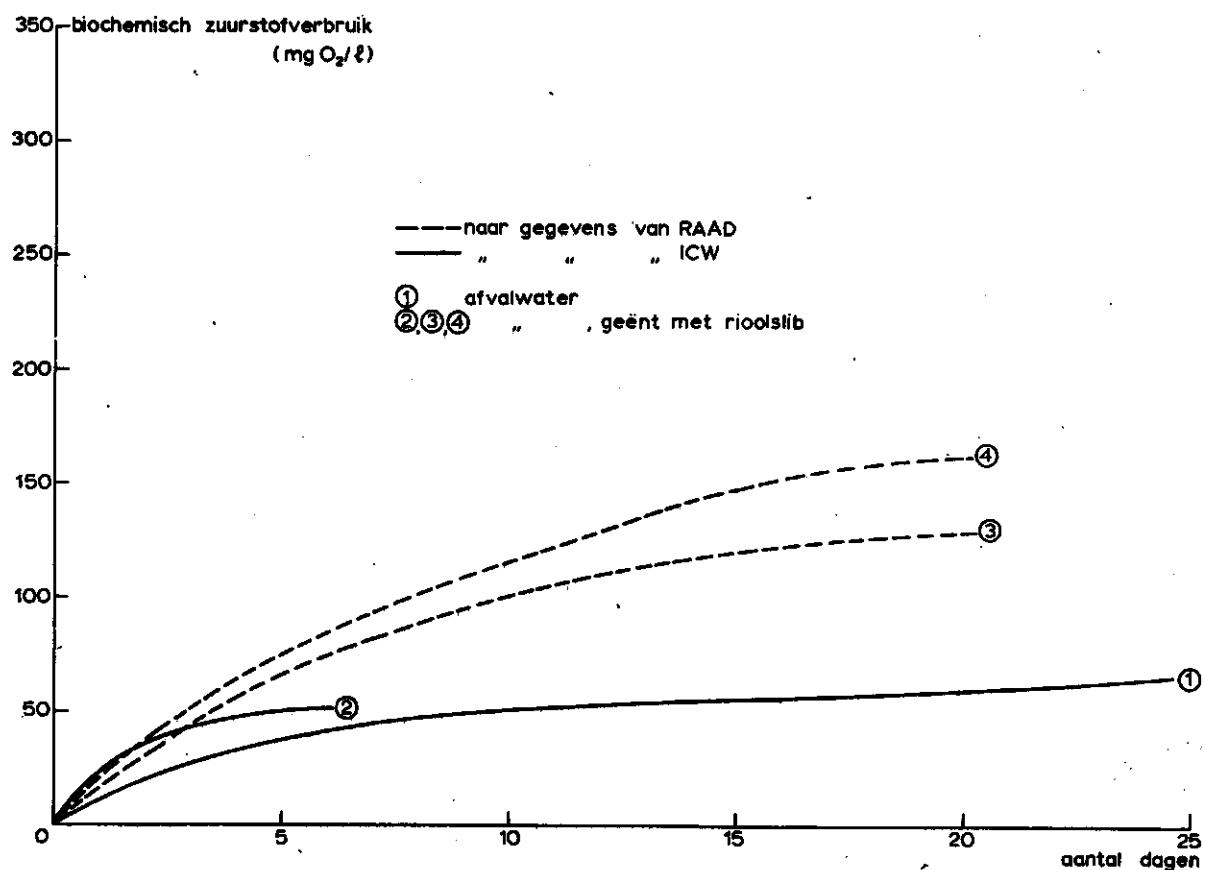


Fig. 7. Biologisch zuurstofverbruik van het afvalwater uit de ringsloot, cumulatief uitgezet tegen de tijd. De metingen zijn verricht met een Sapromat-apparaat, met of zonder toevoeging van slib uit een rioolwaterzuiveringsinstallatie (naar gegevens van RAAD en ICW)

Tabel 5. Zuiveringsrendement van de RWZI te Beilen (capaciteit: 45 000 i.e.)

Bepalingen	Januari 1977		April 1977		Augustus 1977		November 1977	
	influent	effluent	influent	effluent	influent	effluent	influent	effluent
COD mg O <sub>2</sub> /l	1.253	116	1.244	76	1.068	55	443	65
BOD <sub>5</sub> "	720	28	639	7	462	15	227	10
Kjeldahl-N								
mg/l	61	25	57	4,8	51	5,1	23	7,7
NH <sub>4</sub> -N mg/l	-	19	-	0,4	-	0,9	-	3,7
NO <sub>2</sub> -N mg/l	-	0,21	-	0,21	-	0,36	-	0,66
NO <sub>3</sub> -N mg/l	-	0,7	-	16	-	11,5	-	5,6
Cl mg/l	1.050	833	777	677	880	703	386	341
ortho-PO <sub>4</sub> mg/l	103	92	110	81	118	69	60	56
totaal-PO <sub>4</sub> mg/l	202	92	166	80	184	74	76	57
pH	8,9	8,1	7,5	8,2	8,0	8,3	7,1	7,5
debiet m <sup>3</sup> /dag	-	3.252	-	4.118	-	5.228	-	11.125
i.e.	43.635	1.676	48.807	517	44.267	1.452	44.558	1.931
COD-verwijdering %	91		94		95		85	
BOD-verwijdering %	96		99		97		96	
N-verwijdering %	59		63		67		39	

#### e. Landbehandeling

Het is algemeen bekend dat de bodem een grote zuiveringscapaciteit heeft ten aanzien van tal van stoffen (zie par. 6). Men zou daarom kunnen overwegen om het overtollige water te zuiveren door middel van landbehandeling. Deze verwerkingsmethode wordt onder meer toegepast voor afvalwater uit de agrarische industrie en voor huishoudelijk afvalwater van de gemeente Tilburg. De daarbij opgedane ervaringen zijn gunstig (DE HAAN, 1972).

Bij het VAM-bedrijf bestaat de mogelijkheid om het overtollige water door middel van beregening of bevoeiing op een nabijgelegen stuk landbouwgrond van 4 ha te brengen. Het zuiveringsrendement dat hiermee kan worden bereikt, is onderzocht door het afvalwater toe te dienen aan kolommen met grond afkomstig van dit terrein.

In tabel 6 is de samenstelling van het effluent van de kolommen na 3 respectievelijk 4 maanden weergegeven als functie van de dosering. Het effluent van de kolommen is vergelijkbaar met het drainwater als de drains op ongeveer 80 cm diepte worden gelegd. Bij

Component	Samenstelling afvalwater	Samenstelling effluent bij wekelijkse dosering van:				
		12,5 mm	25 mm	50 mm	75 mm	
na 3 maanden						
pH		7,8	4,9	5,0	5,1	5,9
geleiding $\mu\text{S}/\text{cm}$	5440	1500	2080	2760	4260	
COD $\text{mg}/\text{l}$	788	111	145	681	1132	
Cl	"	711	385	501	593	728
$\text{NO}_3\text{-N}$	"	0,6	0,7	5,5	22,7	55,2
$\text{NH}_4\text{-N}$	"	301	6,7	32,3	101	210
Na	"	415	105	175	321	428
K	"	458	41	73	112	324
Fe	"	9,5	0,3	0,6	7,5	16,1
Ca	"	152	144	142	68	8,2
Mg	"	43	13,4	12,1	2,0	0,9
Zn	"	0,31	0,44	0,42	0,40	0,12
Mn	"	0,39	1,28	1,03	0,78	0,11
na 4 maanden						
pH		8,1	5,0	4,9	5,4	5,7
geleiding $\mu\text{S}/\text{cm}$	5280	1720	2400	4440	5180	
COD $\text{mg}/\text{l}$	826	121	233	727	808	
Cl	"	707	382	484	577	718
$\text{NO}_3\text{-N}$	"	-	14,6	62,6	222	126
$\text{NH}_4\text{-N}$	"	248	22,4	44,8	198	194
Na	"	417	131	241	423	492
K	"	460	60	83	292	471
Fe	"	5,6	0,2	0,3	9,2	8,5
Ca	"	135	105	105	29	3,5
Mg	"	43	11,4	10,8	1,7	1,0
Zn	"	0,21	0,27	0,47	0,16	0,04
Mn	"	0,39	0,91	0,96	0,37	0,07

Tabel 6. Chemische samenstelling van het effluent van grondkolommen, waaraan gedurende 3 respectievelijk 4 maanden afvalwater werd toegevoerd bij 4 verschillende doseringen, namelijk 12,5, 25, 50 en 75 mm afvalwater per week (temperatuur  $10^\circ\text{C}$ , neerslag - kunstmatig - 15 mm per week, verdamping  $0,06\text{ mm.dag}^{-1}$ )

langduriger voortzetting van de experimenten bleek dat bij hogere doseringen (50 en 75 mm.week<sup>-1</sup>) de zuiveringscapaciteit van de bodem toenam, mogelijk door aanpassing van de bacteriepopulatie aan de veranderde omstandigheden in de bodem. Dit kwam tot uiting in een daling van de COD (na 5 maanden: 450 mg O<sub>2</sub>.l<sup>-1</sup>) en in een daling van het NH<sub>4</sub>-gehalte (na 5 maanden: 60 mg NH<sub>4</sub>-N.l<sup>-1</sup>). Dit laatste wijst op een verhoogde nitrificatiesnelheid. Het NO<sub>3</sub>-gehalte nam echter niet evenredig toe, hetgeen betekent dat ook de denitrificatiesnelheid is toegenomen. Enkele resultaten zijn grafisch weergegeven in fig. 8 voor twee doseringen, namelijk 25 respectievelijk 75 mm per week.

Uit het onderzoek blijkt dat de kwaliteit van het drainwater redelijk goed blijft als de dosering niet hoger wordt dan 25 mm afvalwater per week. Dit betekent dat er op 4 ha land gedurende 3 à 4 maanden 13 000 - 17 000 m<sup>3</sup> water kan worden verwerkt.

Bij landbehandeling gedurende 4 maanden per jaar, kunnen de in de bodem achtergebleven stoffen voor zover ze afbreekbaar zijn, in de overblijvende 8 maanden verder worden afgebroken. In hoeverre de drainwaterkwaliteit ook tijdens een tweede beregenings/bevloeiingsperiode gunstig blijft, is niet onderzocht. Wel geldt in het algemeen dat het zuiveringseffect slechts tijdelijk is als dit alleen een kwestie van adsorptie is (geldt voor Na en K). Berust de zuivering mede op chemische evenwichtsreacties dan blijft het effect doorgaans veel langer merkbaar (geldt voor Fe, Mn, Ca, Mg en Zn). Is de zuivering een gevolg van microbiologische processen dan is het effect in principe blijvend, tenzij het proces wordt verstoord door veranderende omstandigheden (geldt voor opgeloste organische stoffen en N-verbindingen).

## 10. CONCLUSIES

Op basis van het hydrologisch onderzoek is aangenomen dat ongeveer 200 mm van het jaarlijkse neerslagoverschot, na percolatie door het afvalstort, wordt afgevoerd naar het diepe grondwater. Dit grondwater stroomt in ZW- tot WZW-richting. In het bovenste deel van het watervoerende pakket is de gemiddelde effectieve stroomsnelheid ca. 4 meter per jaar, en in het dieper liggende grofzandige watervoerende pakket ca. 20 meter per jaar.



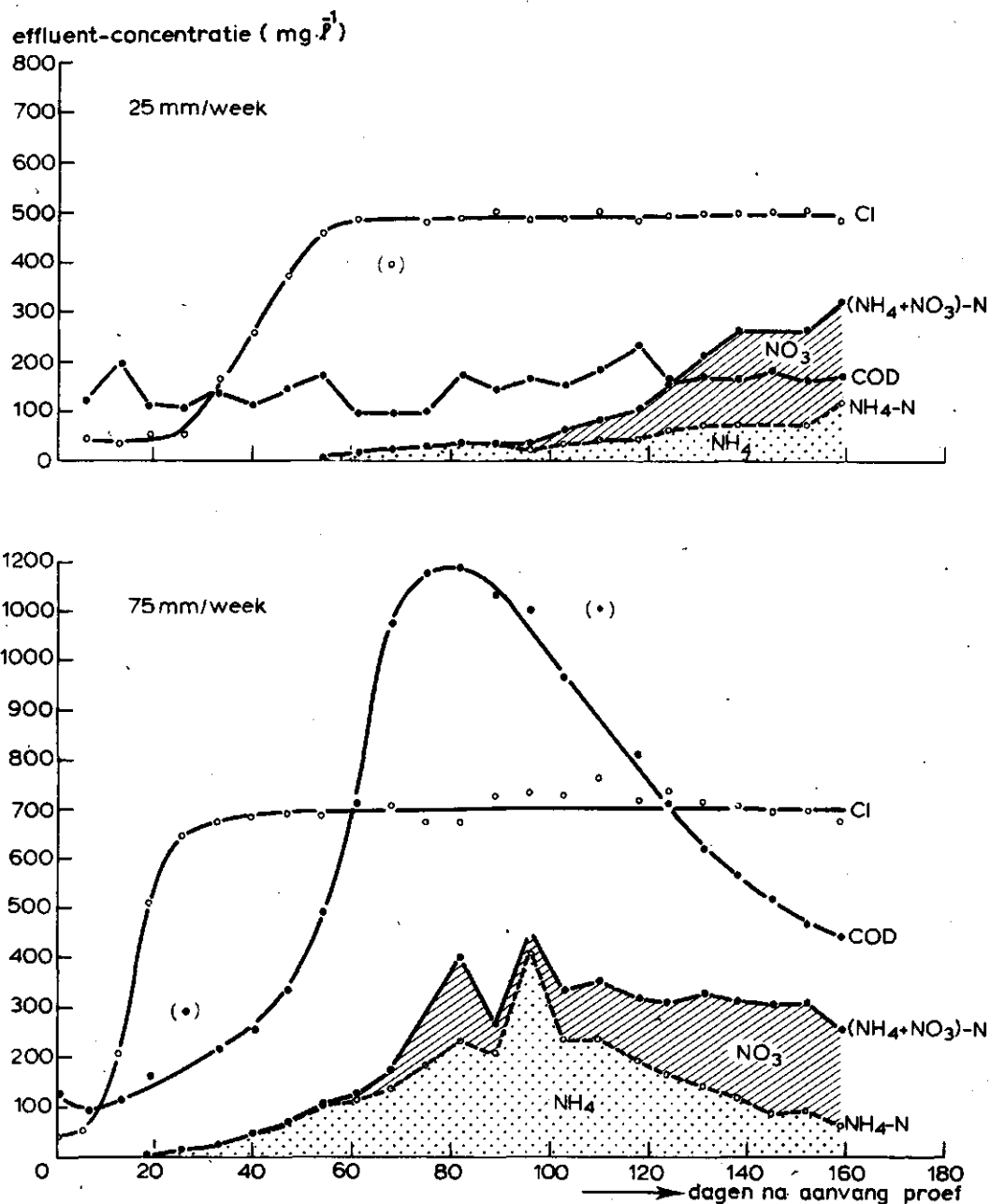


Fig. 8. Chemische samenstelling van het effluent van grondkolommen (lengte 80 cm) bij een dosering van 25 respectievelijk 75 mm afvalwater per week (naar gegevens van ICW)

De opgeloste stoffen verplaatsen zich in het grondwater volgens een stroombaan. Ongeveer 200 meter ten westen van het VAM-terrein is deze stroombaan aangetroffen op een diepte van 50-70 meter beneden maaiveld. Het grondwater is daar verontreinigd met overwegend anorganische stoffen (Cl, Na, K,  $\text{NH}_4$ , Ca en Mg) en in geringe mate ook met slecht afbreekbare organische stoffen. Gelet op de lange verblijftijd in de bodem, moet deze verontreiniging afkomstig zijn van afval uit de jaren vóór 1950. Er zijn helaas geen gegevens over de chemische samenstelling van het percolatiewater uit die jaren.

Op grond van het hydrologisch onderzoek en de geo-elektrische metingen mag worden verwacht dat de verontreiniging in het diepe grondwater zich verder zal uitbreiden in ZW- tot WZW-richting. Momenteel is de verontreiniging gevorderd tot ca. 500 meter benedenstrooms van de stortplaats. Gelet op de zuiveringsprocessen in de bodem mag een verdere toename van het gehalte aan sommige anorganische stoffen worden verwacht, met name Cl, Na, K en  $\text{NH}_4$  en in mindere mate ook Ca, Mg en Fe. Of het gehalte aan persistente organische stoffen zal toenemen, is niet te zeggen omdat niet bekend is in hoeverre deze stoffen voorkomen in het percolatiewater.

Het resterende deel van het neerslagoverschot, d.i. ongeveer 100 mm per jaar, wordt oppervlakkig en via het ondiepe grondwater afgevoerd naar de rondom het stortterrein aangelegde ringsloot. Verontreiniging van oppervlaktewater in de omgeving, zoals voorheen het geval was, is nu praktisch uitgesloten.

Het water uit de ringsloot wordt afgevoerd naar bergingsbassins, van waaruit het wordt gebruikt voor bevochtiging van het afval op het composteringsterrein. Uit de waterbalans van het bedrijf blijkt dat er in de winter een wateroverschot optreedt, maar dat er over het gehele jaar gerekend sprake is van een watertekort. Om alle overtollige water van de winter te kunnen opslaan tot de zomer zou de bergingscapaciteit van de bassins op dit moment ongeveer  $25\,000\text{ m}^3$  moeten zijn, rekening houdend met een overschrijdingskans van 1 x in de 5 à 10 jaar. De huidige bergingscapaciteit is bijna toereikend. Op de lange termijn zal de bergingscapaciteit echter moeten worden uitgebreid tot  $50\,000\text{ m}^3$ .

Het opzetten van het peil in de ringsloot heeft als belangrijk voordeel dat de afvoer van overtollig water in de winter afneemt. Het water dat tijdelijk in de bodem en het afvalstort wordt geborgen komt na het verlagen van het slootpeil beschikbaar aan het begin van de zomerperiode. Een praktisch probleem is mogelijk dat in verband met de lengte van de ringsloot en het vereiste verhang in de sloot, de ruimte ontbreekt om het peil bijvoorbeeld 1 meter te verhogen. Bovendien heeft deze methode als bezwaar dat de wegzijging naar het grondwater toeneemt (met ongeveer 6,5%).

Dit laatste bezwaar vervalt als het overtollige water via berekening op het afvalstort wordt gebracht. Gebeurt dit namelijk op de pas gestorte gedeelten van het stortterrein, dan zal dit niet leiden tot extra wegzijging naar de ondergrond. Wel zullen deze terreingedeelten eerder percolatiewater gaan afvoeren. Er zijn duidelijke aanwijzingen dat door de terugvoer van percolatiewater op het afvalstort de verontreinigingsgraad van het percolatiewater afneemt. Op deze wijze kan jaarlijks ca. 80 000 m<sup>3</sup> water op het afvalstort worden gebracht. Zolang het bedrijf op de huidige voet wordt voortgezet, biedt dit voldoende ruimte voor de verwerking van het overtollige water.

Afvoer van het overtollige water naar de rioolwaterzuiveringsinstallatie in Beilen heeft het voordeel, dat het water wordt verdund met rioolwater. Lozing op het oppervlaktewater zal dan ook weinig problemen geven, te meer daar de doorspoeling bij het lozingspunt vrij gunstig is. Het zuiveringsrendement zal echter gering zijn, omdat het afvalwater reeds vergaand biologisch is gestabiliseerd. Wel mag een redelijke stikstofverwijdering worden verwacht.

Landbehandeling van het overtollige water heeft uit oogpunt van biologische zuivering meer effect vanwege de lange verblijftijd in de bodem. De organische belasting van het drainwater is verwaarloosbaar als de dosering niet hoger wordt dan 25 mm afvalwater per week. Stikstofverwijdering blijkt vooral een kwestie van adsorptie te zijn en is daarom slechts tijdelijk van belang. Denitrificatie is hier gering omdat bij deze dosering geen anaërobie optreedt in de onverzadigde zone. In de verzadigde zone tussen de drains kan mogelijk wel denitrificatie optreden. Er moet echter rekening mee worden gehouden dat lozing van het drainwater in het VAM-kanaal aanleiding

kan geven tot een verhoogd nitraatgehalte in het kanaalwater, te meer omdat de doorspoeling in het VAM-kanaal gering is.

Afdichting van het afvalstort stuit voorlopig op vele praktische bezwaren. Onderzoek zal moeten uitwijzen in hoeverre dit een oplossing is voor de toekomst.

Bodemafdichting onder het afvalstort, gecombineerd met een drainagesysteem, is alleen mogelijk op terreinen waar nu nog geen afval is gestort. Grondwaterverontreiniging is ook in dit geval waarschijnlijk niet geheel te voorkomen. De hoeveelheid overtollig water zal op deze wijze sterk toenemen, evenals de verontreinigingsgraad van dit water.

Ten einde de hoeveelheid overtollig water zo klein mogelijk te houden, verdient het aanbeveling om het oppompen van grondwater tijdens de winterperiode zoveel mogelijk te vermijden. Ook zou overwogen kunnen worden om het watertekort in de zomer aan te vullen vanuit het grondwater, in plaats van uit het VAM-kanaal. De horizontale verbreiding van de verontreiniging in het diepe grondwater kan daardoor enigszins worden afgeremd.

## 11. LITERATUUR

- ADVIESBUREAU ARNHEM, 1975. Geo-electrisch onderzoek rond het compostbedrijf te Wijster. Project nr. 8969, Arnhem
- BEKER, D., 1977. Mobiliteit van zware metalen in de grond onder een vuilnisstort. Nota 959, ICW, Wageningen
- BORST, R.J., 1978. Processen in de grond onder een vuilstortplaats. Nota 1068, ICW, Wageningen
- BREEUWSMA, A. en L.E. VAN ENGERS, 1975. Verontreiniging en zuivering van grondwater bij vuilstortplaatsen. H<sub>2</sub>O 8 (1): 16-9
- BRUGGEMAN, G.A., 1978. Macro-dispersie. PAO-cursus 'Grondwaterverontreiniging'. TH, Delft
- BUREAU OD 205, 1977. Bestemmingsplan VAM-terrein en omgeving (ontwerp). OD 205, Postbus 2980, Delft
- DUYVENBOODEN, W. VAN, 1978. Kwalitatieve beïnvloeding van grondwater en oppervlaktewater door het lozen van vliegias in de Staartjeswaard. RID, Voorburg, hyh. -78/02

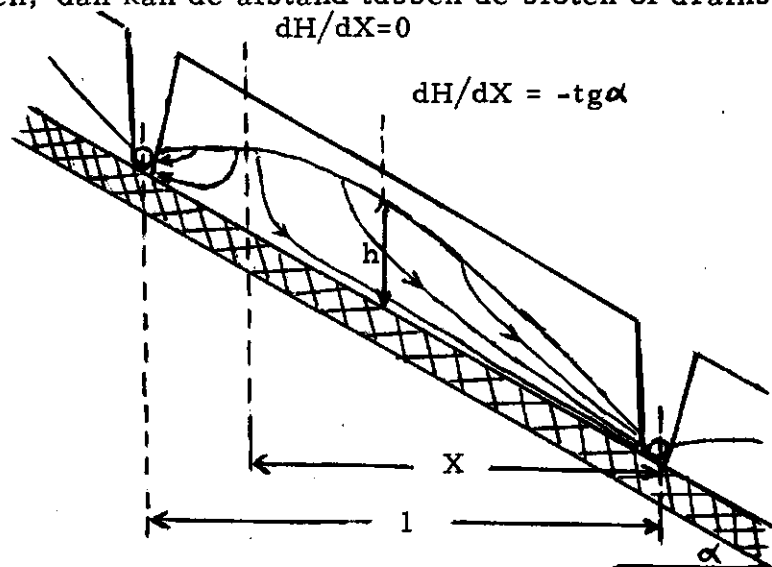
- HOEKS, J., C.G. TOUSSAINT en W. LOOIJEN, 1975. Kwaliteit van grondwater en oppervlaktewater bij het afvalverwerkingsbedrijf van de VAM in Wijster. Nota 887, ICW, Wageningen
- , 1977a. Berekening van grondwaterverontreiniging bij puntbelastingen. Nota 968, ICW, Wageningen
- , 1977b. Mobility of pollutants in soil and groundwater near waste disposal sites. Proc. Unesco-Symposium, Amsterdam, IAHS-Publ. No. 123: 380-388
- MESU, E.J., 1976. Gecontroleerd storten in Nederland. SVA/1836, Amersfoort
- PANKOW, J. en P.E. RIJTEMA, 1970. De resultaten van het waterbalansonderzoek in 1968 voor de objecten met een constant slootpeil in Hoenkoop. Nota 567, ICW, Wageningen
- POHLAND, F.G., 1975. Sanitary landfill stabilisation with leachate recycle and residual treatment. EPA-600/2-75-043, U.S. Environm. Protection Agency, Cincinnati, Ohio
- REES VELLINGA, E. VAN, 1975. Persoonlijke mededeling. Geciteerd in: Nota 887, ICW, Wageningen
- SVA, 1977. Onderzoek centrale stortplaats van het Openbaar Lichaam Vuilverwijdering Twente. Rapport VIII (1976), SVA/1836, Amersfoort
- TOUSSAINT, C.G. en J. HOEKS, 1976. Kwaliteit van het grondwater bij de vuilstortplaats van de gemeente Ede. Nota 945, ICW, Wageningen
- VOORBURG, J.H., 1977. Effect van het beluchten van afvalwater van de VAM te Wijster. RAAD, Arnhem
- WIJNSMA, M., 1975. Bepaling van C-waarden in de omgeving van de VAM te Wijster en een methode om watermonsters te nemen uit filters onder een afvalstortplaats. Nota 889, ICW, Wageningen
- WERKGROEP REGIONAAL GEOHYDROLOGISCH ONDERZOEK IN DE PROVINCIE DRENTHE, 1976. Regionaal Geohydrologisch Onderzoek in de provincie Drenthe, 1969-1975 (deel 6). Uitgave: RID, Leidschendam

# Vermindering van de hoeveelheid perkolatiewater door verdichting van het afval en door het aanbrengen van een slechtdoorlatende afdeklaag

In principe lijkt het aantrekkelijk om de bovenzijde van het afvalstort af te sluiten om zodoende de infiltratie van regenwater te voorkomen. Het is echter zeer de vraag of een dergelijke afsluiting praktisch haalbaar is. Het effect van verdichting van het afval op de infiltratiecapaciteit is tot op heden niet onderzocht. Hetzelfde geldt voor het aanbrengen van een slechtdoorlatende laag aan de bovenzijde. Gezien de kans op verzakking en uitdroging is het twijfelachtig of deze laag ook op de lange termijn ondoorlatend blijft.

Behalve deze praktische bezwaren is er bovendien nog een hydrologisch probleem, namelijk de vraag of alle overtollige neerslag kan worden afgevoerd door de afdeklaag.

Indien in de afdeklaag een ontwateringssysteem zou worden aangelegd met sloten of drains, zoals in onderstaande schets is weergegeven, dan kan de afstand tussen de sloten of drains worden berekend



met de formule:

$$l^2 = \frac{4Kh^2}{S} \left( \cos^2 \alpha + \frac{K}{4S} \sin^2 \alpha \right)$$

waarin:  $l$  = afstand tussen sloten of drains

$K$  = doorlatendheid van de afdeklaag

$h$  = maximale opbolling van het grondwater tussen sloten of drains

$S$  = ontwateringscriterium

$\alpha$  = hellingshoek

$dH/dX$  = drukhoogtegradient

Het ontwateringscriterium S bedraagt voor landbouwgrond 7 à 8 mm per dag bij een minimale ontwateringsdiepte van 50 cm. Voor sportvelden wordt aangehouden 15 mm/dag bij een ontwateringsdiepte van 50 cm. In tabel 1.1 wordt de afstand tussen de sloten of drains gegeven als functie van de ontwateringsdiepte. Hierbij is aangenomen dat de afdeklaag bestaat uit 20 cm leem met daarop 60 cm bewortelbare grond, terwijl de helling van de laag 3% bedraagt.

tabel 1.1. Afstand tussen drains of sloten (in meters) in de afdeklaag als functie van ontwateringsdiepte en ontwateringscriterium ( $K = 5$  m/dag,  $\alpha = 0,03$ )

Ontwaterings- diepte(m)	h	Ontwateringscriterium S (mm/dag)			
		1	2,5	5	10
0,20	0,40	82	43	28	19
0,25	0,35	72	38	25	17
0,30	0,30	62	32	21	14
0,35	0,25	52	27	17	12
0,40	0,20	41	22	14	9
0,45	0,15	31	16	10	7

Indien het ontwateringscriterium wordt aangehouden op 5 à 10 mm/dag bij een minimale ontwateringsdiepte van 30 cm, dan moet de afstand tussen de sloten of drains in de orde van 15 à 20 meter liggen. Zonder sloten of drains mogen de hellingen niet langer worden dan de afstand X in bovenstaande figuur, d.w.z. in dit geval kleiner dan 15 à 20 meter.

Op de stortplaats zal de lengte van de hellingen in de orde van 100 à 300 meter komen te liggen. Er zullen daarom bij een waterdichte afsluiting aan de bovenzijde problemen ontstaan. Tijdens natte perioden raakt de afdeklaag verzadigd met water en het water zal grotendeels over het oppervlak afstromen. De kans op erosie van de afdeklaag is dan ook bijzonder groot.

Uit het voorgaande kan worden afgeleid dat een volledige afsluiting van het stort aan de bovenzijde praktisch vrijwel onmogelijk is. Wel verdient het aanbeveling om onderzoek te verrichten naar de meest gewenste opbouw van de afdeklaag om althans zo veel mogelijk water oppervlakkig af te voeren.

Variaties in helling hebben tot gevolg dat de drainafstand zich als volgt wijzigt (verhoudingsgetallen t. o. v. de drainafstand voor  $\alpha = 0$ ):

Ontwateringscriterium	1	2,5	5	10 mm/dag
helling: $\text{tg } \alpha = 0$	1,00	1,00	1,00	1,00
$\text{tg } \alpha = 0,01$	1,06	1,02	1,01	1,01
$\text{tg } \alpha = 0,02$	1,22	1,10	1,05	1,02
$\text{tg } \alpha = 0,03$	1,46	1,20	1,11	1,05
$\text{tg } \alpha = 0,04$	1,73	1,34	1,18	1,09
$\text{tg } \alpha = 0,05$	2,03	1,50	1,27	1,14

Wordt de helling dus lager gekozen dan de hiervoor aangenomen 3%, dan worden de drainafstanden kleiner. Bij de hogere ontwateringscriteria van 5 à 10 mm/dag zijn de veranderingen echter betrekkelijk klein.



### Waterbalans van het VAM-terrein in Wijster

---

De waterbalans voor het gehele VAM-terrein is op te splitsen in een waterbalans voor het stortterrein en een waterbalans voor het composteringsterrein.

Uit de hydrologische gegevens is afgeleid dat van het stortterrein jaarlijks ongeveer 200 mm wordt afgevoerd naar het diepe grondwater. Ongeveer 100 mm zou via het ondiepe grondwater in de ringsloot terecht komen. Het stortterrein is momenteel 52 ha groot, zodat deze afvoer  $52\,000\text{ m}^3$  per jaar bedraagt. De pas gestorte gedeelten van het stortterrein zullen echter voorlopig nog geen water afvoeren. De werkelijke afvoer is daarom aangenomen op 90%, of afgerond  $47\,000\text{ m}^3$  per jaar. Deze afvoer vindt praktisch geheel plaats in de winterperiode.

Op het composteringsterrein zal vanaf 1978 jaarlijks 400 000 ton afval worden aangevoerd. Dit afval kan een zekere hoeveelheid water bergen, hetgeen als volgt is berekend (op basis van literatuurgegevens).

Het vochtgehalte van vers aangevoerd afval bedraagt 30 gew. % (in % van ds). Bij veldcapaciteit is dit vochtgehalte toegenomen tot ongeveer 60 gew. %. De vochtberging van 400 000 ton afval bedraagt dan ca.  $92\,000\text{ m}^3$ , d.i. 230 liter per ton vers afval. Bij de waterbalans van het composteringsterrein is onderscheid gemaakt tussen de winter- en zomerperiode. Verder zijn de volgende gegevens gebruikt:

- het composteringsterrein is 15 ha groot;
- de verdamping op het composteringsterrein bedraagt 250 mm tijdens het winterhalfjaar en 650 mm tijdens het zomerhalfjaar, totaal dus 900 mm per jaar;
- de afvoer van water uit het composteringsterrein bedraagt 500 mm per jaar, regelmatig verdeeld over het jaar. De helft hiervan (250 mm) wordt verondersteld in de sloot langs het terrein terecht te komen, terwijl de andere helft wordt afgevoerd naar de ondergrond;
- de jaarlijkse neerslaghoeveelheid bedraagt 780 mm, tijdens de winter 370 mm en tijdens de zomer 410 mm;
- het overvloedige water van het emplacement, de kantine en de toiletten is gesteld op  $17\,500\text{ m}^3$ , namelijk  $10\,750\text{ m}^3$  in de winter en  $6\,750\text{ m}^3$  in de zomer.

De waterbalans voor het gehele bedrijf ziet er dan als volgt uit:

Tabel 2.1 Waterbalans van het VAM-bedrijf in Wijster (in m<sup>3</sup>)

Omschrijving	Winter	Zomer	Totaal
-vochtberging op composteringsterrein	46 000	46 000	92 000
-verdamping op composteringsterrein	37 500	97 500	135 000
-afvoer van composteringsterrein	37 500	37 500	75 000
<b>TOTALE WATERBEHOEFTE</b>	<b>121 000</b>	<b>181 000</b>	<b>302 000</b>
-neerslag op composteringsterrein	55 500	61 500	117 000
-overtollig water van stortterrein	47 000	-	47 000
-overtollig water van composterings- terrein	18 750	18 750	37 500
-overtollig water van emplacement, kantine en toiletten	10 750	6 750	17 500
<b>TOTAAL BESCHIKBAAR WATER</b>	<b>132 000</b>	<b>87 000</b>	<b>219 000</b>
<b>NETTO WATEROVERSCHOT</b>	<b>11 000</b>	<b>-94 000</b>	<b>-83 000</b>

Het wateroverschot is slechts een ruwe schatting, omdat geen van de waterbalanst termen, met uitzondering van de neerslag, ooit goed is gemeten. Bij de berekening is bovendien buiten beschouwing gebleven dat in de afgelopen jaren ook nog ca. 50 000 m<sup>3</sup> grondwater per jaar werd opgepompt, ondermeer voor brandbestrijding, waarvan ca. 17 000 m<sup>3</sup> werd opgepompt tijdens de winterperiode.

In bovenstaande berekening is uitgegaan van gemiddelde neerslaghoeveelheden. Er is echter een kans van 20% (1 x per 5 jaar) dat de gemiddelde neerslaghoeveelheid in het winterhalfjaar wordt overschreden met 75 mm, en een kans van 10% (1 x per 10 jaar) dat deze overschrijding 120 mm bedraagt. Het netto wateroverschot wordt dan 11 250 resp. 18 000 m<sup>3</sup> hoger, althans wanneer wordt aangenomen dat deze extra neerslag in hetzelfde winterhalfjaar tot afvoer komt.

Uitgaande van een overschrijdingskans van 10% moet de huidige bergingscapaciteit van de bassins dus ca. 30 000 m<sup>3</sup> bedragen. Tijdens de winter dient het oppompen van grondwater dan wel te worden vermeden.

### Huidig en toekomstig wateroverschot van het VAM-stortterrein

---

Het huidige stortterrein heeft een oppervlakte van ongeveer 52 ha. Aannemend dat de gemiddelde storthoogte 15 meter bedraagt, ligt hier momenteel dus 7,8 miljoen  $m^3$  afval. Bij een jaarlijkse vuilaanvoer van 900 000 ton, waarvan 600 000 ton op de stortplaats terecht komt, wordt in een periode van 30 jaar totaal 20 miljoen  $m^3$  afval gestort (volumegegewicht na storten 0,9 ton/ $m^3$ ).

De uiteindelijke omvang van het stortterrein hangt uiteraard samen met de toegestane storthoogte. Dat blijkt uit de volgende voorbeelden:

a. Gemiddelde storthoogte 25 meter

Voor de bovenberekende hoeveelheid afval ( $7,80 + 20 = 27,8$  miljoen  $m^3$ ) is een oppervlak benodigd van totaal 111 hectare. De uitbreiding van het huidige stort tot 111 ha zal, bij een aanvankelijke storthoogte van 15 meter, worden bereikt in 1994. Daarna kan het stortterrein worden opgehoogd tot gemiddeld 25 meter, hetgeen wordt bereikt in 2008.

b. Gemiddelde storthoogte 20 meter

Voor 27,8 miljoen  $m^3$  afval is een oppervlakte van 139 hectare nodig. Bij een voorlopige storthoogte van 15 meter wordt de uitbreiding tot 139 ha bereikt in 1997. De ophoging tot gemiddeld 20 meter zal dan zijn voltooid in het jaar 2008.

Bij deze berekening is gewerkt met een gemiddelde storthoogte. Als gevolg van flanken en hellingen op het terrein zal de maximale storthoogte aanmerkelijk hoger zijn.

Uit het hydrologisch onderzoek is gebleken dat de wegzijging van water naar de ondergrond kan worden aangenomen op ongeveer 200 mm per jaar. Het overige deel van het neerslagoverschot, dat is 100 mm per jaar, wordt via het ondiepe grondwater afgevoerd en wordt grotendeels opgevangen in de ringsloot. Uit de berekeningen betreffende het opzetten van het peil in de ringsloot (zie bijlage 4) blijkt ondermeer dat de ringsloot vooral een afvoerfunctie heeft voor de randen van de stortplaats. Midden op het stortterrein is de wegzijging naar de ondergrond berekend op 280 à 290 mm per jaar, dat is praktisch het gehele neerslagoverschot. Bij uitbreiding van het stortterrein komt een groter deel van het stort buiten de invloeds-

sfeer van de ringsloot. De gemiddelde wegzijging naar de ondergrond zal daardoor toenemen. De afvoer van overtollig water bij toenemende omvang van het stortterrein kan daarom het best worden geschat uit de lengte van de ringsloot.

De huidige lengte van de ringsloot bedraagt ongeveer 2000 meter. De afvoer uit 52 hectare stortterrein bedraagt  $52\ 000\text{ m}^3$  per jaar. Aangezien van de pas gestorte gedeelten voorlopig nog geen afvoer van water is te verwachten wordt de werkelijke afvoer via de ringsloot aangehouden op 90% of wel afgerond  $47\ 000\text{ m}^3$  per jaar. De afvoer via de ringsloot bedraagt dus  $23,5\text{ m}^3$  per jaar per meter slootlengte. Voor de toekomstige afvoer uit het stortterrein is verondersteld dat deze afvoer per eenheid van slootlengte constant blijft.

Tabel 3.1. Oppervlakkige afvoer van overtollig water uit het stortterrein bij een gemiddelde storthoogte van 20 resp. 25 m.

Jaar	Storthoogte 20 meter			Storthoogte 25 meter		
	Stort- oppervlak (ha)	Lengte ringsloot (m)	Afvoer ( $\text{m}^3/\text{jr}$ )	Stort- oppervlak (ha)	Lengte ringsloot (m)	Afvoer ( $\text{m}^3/\text{jr}$ )
1978	52	2000	47 000	52	2000	47 000
1980	61	2200	51 500	61	2200	51 500
1985	83	2500	59 000	83	2500	59 000
1990	105	2800	66 000	105	2800	66 000
1995	128	3000	70 500	111	2800	66 000
2000	139	3200	75 000	111	2800	66 000
2005	139	3200	75 000	111	2800	66 000

Pas na afsluiting van het stortterrein zal de afvoer nog iets verder toenemen, omdat dan ook de laatst volgestorte gedeelten van het terrein water gaan afvoeren.

Met de reeds beschikbare gegevens van de waterbalans (bijlage 2) kan nu het netto wateroverschot tijdens de winterperiode worden berekend (tabel 3.2).

Tabel 3.2 Prognose van het wateroverschot (in m<sup>3</sup>) tijdens de winterperiode bij een gemiddelde storthoogte van 20 resp. 25 m

Jaar	Storthoogte 20 meter	Storthoogte 25 meter
1978	11 000	11 000
1980	15 500	15 500
1985	23 000	23 000
1990	30 000	30 000
1995	34 500	30 000
2000	39 000	30 000
2005	39 000	30 000

Zoals reeds bij de berekening van de waterbalans bleek, moet de vereiste bergingscapaciteit in de bassins groter zijn, in verband met wisselende neerslaghoeveelheden. Voor een overschrijdingskans van 20% (1 x per 5 jaar) moet extra 11 250 m<sup>3</sup> geborgen kunnen worden, en voor een overschrijdingskans van 10% (1 x per 10 jaar) bedraagt dit 18 000 m<sup>3</sup>. Dit betekent dat de bergingscapaciteit van de bassins uiteindelijk 50 000 à 60 000 m<sup>3</sup> moet zijn.

### Effect van peilverhoging in de ringsloot rond het stortterrein

Bij de ondiepe ontwatering van het stortterrein speelt uiteraard het waterpeil in de ringsloot een belangrijke rol. Door verhoging van dit peil zal de afvoer naar de ringsloot afnemen, de grondwaterstand onder het afvalstort stijgt en de wegzijging naar het diepe grondwater neemt toe.

De effecten van peilverhoging zijn te berekenen met een formule van Rijtema (ontleend aan Pankow en Rijtema, nota 567, ICW). Deze formule houdt rekening met kwel of wegzijging door een slecht doorlatende laag (in dit geval de keileemlaag) en luidt (symbolenlijst aan het eind van deze bijlage):

$$q_o + \frac{1}{C} (h_d - H) = \frac{H - h_{sl}}{\omega l \left( \frac{2\sqrt{kDc}}{l} \sinh \frac{1}{2\sqrt{kDc}} \right) + C \left( \cosh \frac{1}{2\sqrt{kDc}} - 1 \right)} \quad (1)$$

Aannemend dat het slootpeil met 1 meter wordt verhoogd, dan wordt de formule

$$q_o + \frac{1}{C} (h_d - H^1) = \frac{H^1 - (h_{sl} + 1)}{\omega l \left( \frac{2\sqrt{kDc}}{l} \sinh \frac{1}{2\sqrt{kDc}} \right) + C \left( \cosh \frac{1}{2\sqrt{kDc}} - 1 \right)} \quad (2)$$

Door nu vgl. (2) van (1) af te trekken, ontstaat vgl. (3):

$$\frac{1}{C} (H^1 - H) = \frac{H - H^1 + 1}{\omega l \left( \frac{2\sqrt{kDc}}{l} \sinh \frac{1}{2\sqrt{kDc}} \right) + C \left( \cosh \frac{1}{2\sqrt{kDc}} - 1 \right)} \quad (3)$$

De berekeningen zijn uitgevoerd met de volgende gegevens:

- weerstand van de keileemlaag	$C = 2500$ dagen
- radiale weerstand bij ringsloot	$\omega = 1$ dag/m
- hor. doorlatendheid van het watervoerend pakket boven de keileemlaag	$k = 3$ m/dag
- dikte van watervoerend pakket boven de keileemlaag	$D = 2$ m
- afstand tussen de sloten	$l = 800$ m

Met vgl. (1) is de grondwaterstand midden onder het afvalstort te berekenen als  $q_o$ ,  $h_d$  en  $h_{sl}$  zijn gegeven. Hiervoor zijn de volgende gegevens gebruikt:

-slootwaterpeil vóór verhoging	$h_{sl} = -1,50 \text{ m (t.o.v. maaiveld)}$
-peil van diepe grondwater	$h_d = -2,00 \text{ m}$
-totale afvoer (via sloot + via kei-leemlaag)	$q_o = 8,22 \times 10^{-4} \text{ m/dag}$ (= 300 mm/jaar)

De resultaten van deze berekeningen zijn samengevat in onderstaande tabel.

Tabel 4.1. Effect van peilverhoging in de ringsloot op de grondwaterstand midden onder het afvalstort en op de wegzijging naar de ondergrond

Peil ringsloot (m t.o.v. mv)	Grondwaterstand midden onder stort (m t.o.v. mv)	Wegzijging naar ondergrond (mm/jaar)		
		bij sloot	midden onder stort	gemiddeld voor hele stortterrein
- 1,50	- 0,05	73	285	214
- 1,25	- 0,03	110	288	229
- 1,00	- 0,01	146	291	243
- 0,75	0,00	183	292	256
- 0,50	+ 0,02	219	295	270
- 0,25	+ 0,04	256	298	284

Een verhoging van het slootpeil met 1 meter geeft volgens vgl. (3) een toename van de grondwaterstand onder het stort van 7 cm. Dit blijkt ook uit de tabel waar de grondwaterstand stijgt van -0,05 m tot + 0,02 m ten opzichte van maaiveld, als het slootpeil stijgt van - 1,50 m tot -0,50 m. De wegzijging neemt daarbij toe van gemiddeld 214 mm tot 270 mm per jaar.

Bij de berekende grondwaterstandsverhoging onder het stort kan een extra hoeveelheid water worden geborgen van ca.  $34\,000 \text{ m}^3$  (52 ha stortterrein, grondwaterstandsverhoging gemiddeld 38 cm, vochtberging 17 vol. %). De extra waterberging in de ringsloot wordt geschat op  $3000 \text{ m}^3$ . Totaal kan dus ca.  $37\,000 \text{ m}^3$  aan water worden geborgen voordat de nieuwe evenwichtssituatie wordt bereikt. Dit komt overeen met een neerslagoverschot van ruim 70 mm. Ondertussen gaat de wegzijging naar de ondergrond door met een snelheid van 0,66 mm/dag. Bij een gemiddeld neerslagoverschot van 1,67 mm/dag tijdens de winterperiode zal het dan 70 dagen of afgerond 2 maanden duren voordat de nieuwe evenwichtssituatie wordt bereikt.

Als het peil in de ringsloot alleen gedurende de eerste drie maanden van het jaar wordt verhoogd met 1 meter dan neemt de wegzijging naar de ondergrond toe van 214 mm/jaar naar 228 mm/jaar. De afvoer naar de ringsloot neemt af van 86 mm/jaar naar 72 mm/jaar, met als belangrijk voordeel dat de afvoer in de winterperiode sterk vermindert omdat een deel van de afvoer nu plaats vindt in april en mei (zie tabel 4.2)

Tabel 4.2. Afvoer en wegzijging (in m<sup>3</sup>) met en zonder peilverhoging in de ringsloot. De peilverhoging bedraagt 1 meter gedurende de maanden januari tot en met maart

Maand	Zonder peilverhoging		Met peilverhoging	
	afvoer via ringsloot	wegzijging naar ondergrond	afvoer via ringsloot	wegzijging naar ondergrond
januari	7 453	9 273	-	)
februari	7 453	9 273	-	) 20 972
maart	7 453	9 273	2 600	11 700
april	-	9 273	)	)
mei	-	9 273	) 12 480	) 20 972
juni	-	9 273	-	9 273
juli	-	9 273	-	9 273
augustus	-	9 273	-	9 273
september	-	9 273	-	9 273
oktober	7 453	9 273	7 453	9 273
november	7 453	9 273	7 453	9 273
december	7 453	9 273	7 453	9 273
Per jaar (afgerond)	44 720	111 280	37 440	118 560
in mm/jaar	86	214	72	228



## Lijst van symbolen bij de vergelijkingen

- $q_o$  = totale afvoer (m/dag)
- $C$  = weerstand van slechtdoorlatende laag (dagen)
- $h_d$  = drukhoogte ver het diepe grondwater (m)
- $H$  = drukhoogte van het ondiepe grondwater midden tussen de sloten (m)
- $h_{sl}$  = waterpeil in de sloot (m)
- $H^1$  = drukhoogte van het ondiepe grondwater midden tussen de sloten, na peilverhoging in de sloot (m)
- $\omega$  = radiale weerstand rond de sloot (dag/m)
- $l$  = afstand tussen de sloten (m)
- $k$  = horizontale doorlatendheid van het watervoerende pakket boven de slechtdoorlatende laag (m/dag)
- $D$  = dikte van het watervoerende pakket boven de slechtdoorlatende laag (m)